

**І.М. Гудков, В.А. Гайченко, В.О. Кашпаров,
Ю.О. Кутлахмедов, Д.І. Гудков, М.М. Лазарєв**

РАДІОЕКОЛОГІЯ

Київ – 2010

УДК 57.043:63:37.022
ББК 40.1я73

Рецензенти:

доктор біологічних наук, професор Б.О. Цудзевич (Київський національний університет імені Тараса Шевченка); доктор біологічних наук, професор В.М. Ісаєнко (Національний педагогічний університет імені М. Драгоманова), доктор біологічних наук, професор В.М. Войціцький (Національний університет біоресурсів і природокористування України)

Рекомендовано Міністерством освіти і науки України як навчальний посібник для студентів вищих навчальних закладів

І.М. Гудков, В.А. Гайченко, В.О. Кашпаров, Ю.О. Кутлахмедов, Д.І. Гудков, М.М. Лазарєв. Радіоекологія: Навч. посіб. – К.: 2010. – XXX с.

Викладено основні положення сучасної радіоекології. Наведено відомості про історію розвитку науки, джерела радіоактивних речовин та іонізуючих випромінювань на Землі, особливості дозиметрії і радіометрії в радіоекології. Особливу увагу приділено питанням міграції радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища та дії їх іонізуючих випромінювань на екосистеми. Розглянуто концепцію радіоемності екосистем. Наведено дані про особливості ведення окремих галузей виробництва на забруднених радіонуклідами територіях

Для студентів вищих навчальних закладів III-IV рівнів акредитації.

	Передмова	3
1	Радіоекологія як наука: історія та сучасні проблеми 1.1. Визначення науки, об'єкти та предмет її досліджень 1.2. Історія розвитку радіоекології 1.3. Розвиток радіоекології в Україні 1.4. Проблеми та сучасні завдання радіоекології.	24
2	Джерела радіонуклідів в екосистемах і біосфері 2.1. Джерела природних радіонуклідів 2.1.1. Радіонукліди, що утворюють родини та радіонукліди – продукти їх розпаду 2.1.2. Радіонукліди, що не утворюють родин 2.1.3. Космогенні радіонукліди 2.1.4. Вміст природних радіонуклідів у навколишньому середовищі. 2.1.5. Природний радіаційний фон 2.1.6. Природні радіонуклідні аномалії 2.2. Джерела штучних радіонуклідів 2.2.1. Радіонукліди ядерних вибухів 2.2.2. Радіонукліди ядерних реакторів 2.2.3. Радіаційні аварії.	34
3	Основи дозиметрії в радіоекології 3.1. Основні терміни і поняття 3.2. Методи вимірювання і розрахунку доз зовнішнього опромінення 3.2.1. Зовнішнє опромінення від космічного випромінювання 3.2.2. Зовнішнє опромінення від випромінювання природних радіонуклідів 3.2.3. Зовнішнє опромінення від випромінювання радіонуклідів, що знаходяться у повітрі 3.2.4. Зовнішнє опромінення від випромінювання радіонуклідів, що осіли на підстилаючу поверхню 3.2.5. Екранування будівлями та врахування режиму поведінки людей при оцінках зовнішнього опромінення 3.2.6. Вимірювання доз зовнішнього опромінення 3.3. Методи оцінок і розрахунку доз внутрішнього опромінення 3.3.1. Внутрішнє опромінення від інгаляційного надходження радіонуклідів 3.3.2. Внутрішнє опромінення від перорального надходження радіонуклідів з їжею, водою та заковтування радіонуклідів 3.3.3. Внутрішнє опромінення від природних радіонуклідів 3.3.4. Оцінка доз внутрішнього опромінення на основі вимірювань вмісту радіонуклідів у тілі людини 3.4. Дози опромінення персоналу та населення після аварії на ЧАЕС 3.5. Дози медичного опромінення	95

	<p>3.6. Дози опромінення від підприємств ЯПЦ, ТЕС та сховищ РАВ</p> <p>3.7. Оцінка і прогнозування дозових навантажень на тварин і рослини</p> <p>3.8. Формування і сучасні рівні опромінення населення в Україні та світі</p> <p>3.9. Рівні допустимого опромінення. Поняття ризику</p> <p>3.10. Інститути регулювання.</p>	
4	<p>Атмосфера, ґрунт і рослини як первинні ланки надходження радіонуклідів в біосферу</p> <p>4.1. Загальні закономірності міграції радіонуклідів у навколишньому середовищі</p> <p>4.2. Міграція радіонуклідів в атмосфері</p> <p>4.3. Міграція радіонуклідів у ґрунті</p> <p>4.4. Надходження радіонуклідів у рослини</p> <p>4.5. Особливості міграції радіонуклідів в лісових біоценозах.</p>	
5	<p>Міграція радіонуклідів у водних екосистемах</p> <p>5.1. Джерела і шляхи надходження радіонуклідів природного і техногенного походження у водойми</p> <p>5.2. Поведінка радіонуклідів у водних екосистемах</p> <p>5.2.1. Вода і радіонукліди. Гідрологічні та гідрохімічні чинники.</p> <p>5.2.2. Роль донних відкладів у розподілі радіонуклідів</p> <p>5.2.3. Вплив фізико-хімічних чинників середовища на поведінку радіонуклідів в компонентах водних екосистем</p> <p>5.2.4. Накопичення радіонуклідів водними організмами</p> <p>5.3. Дозові навантаження на водні організми та ефекти радіаційного впливу</p> <p>5.4. Радіоекологічні наслідки Чорнобильської аварії для водних екосистем</p>	
6	<p>Надходження радіонуклідів до організму тварин і людини</p> <p>6.1. Шляхи надходження радіонуклідів до гідробіонтів</p> <p>6.2. Надходження радіонуклідів до організму наземних тварин і людини</p> <p>6.3. Перерозподіл радіонуклідів в організмі теплокровних тварин</p> <p>6.4. Загальні закономірності надходження радіоактивних речовин з рослин до тварин в суходільних екосистемах</p> <p>6.5. Вплив хімічних властивостей та температури середовища на інтенсивність накопичення радіоактивних речовин. Сезонні закономірності накопичення радіоактивних речовин тваринами</p> <p>6.6. Біогенна міграція радіонуклідів та вплив життєдіяльності тварин на їх перерозподіл</p> <p>6.7. Зоогенна горизонтальна міграція</p>	
7	<p>Вплив іонізуючих випромінювань на екосистеми</p> <p>7.1. Ландшафтні та фітоценотичні особливості радіоактивного</p>	

	<p>забрудненні екосистем</p> <p>7.2. Джерела опромінення лісу</p> <p>7.3. Розподіл джерел випромінювання в лісі при радіоактивних випаданнях</p> <p>7.4. Дози опромінення організмів, що живуть у різних ярусах лісу, при радіоактивних випаданнях</p> <p>7.5. Роль екологічних факторів в опроміненні організмів у природних умовах</p> <p>7.6. Вплив γ-випромінювання на лісовий біогеоценоз. Хронічне опромінення лісу</p> <p>7.7. Вплив радіоактивного забруднення на рослини під пологом лісу</p> <p>7.8. Вплив опромінення на фауну в лісовій екосистемі</p> <p>7.9. Вплив іонізуючих випромінювань на тваринний світ відкритих ландшафтів.</p>	
8	<p>Радіоемність екосистем</p> <p>8.1. Радіоемність агроекосистем</p> <p>8.2. Радіоемність лісової екосистеми</p> <p>8.3. Радіоемність прісноводних екосистем</p> <p>8.3.1. Радіоемність непроточної прісноводної водойми</p> <p>8.3.2. Радіоемність водойми-охолоджувача АЕС</p> <p>8.3.3. Роль біоти водойм як депо накопичення радіонуклідів</p> <p>8.3.4. Радіоемність каскаду прісноводних водойм</p> <p>8.3.5. Радіоемність каскаду Дніпровських водосховищ</p> <p>8.4. Радіоемність морської екосистеми.</p>	
9	<p>Радіоекологія населених пунктів</p> <p>9.1. Закономірності осадження радіонуклідів з атмосфери на поверхню території населених пунктів</p> <p>9.2. Інші шляхи надходження радіонуклідів в екосистему населених пунктів</p> <p>9.3. Радіоекологія урбанізованих територій</p> <p>9.3.1. Місто як екосистема</p> <p>9.3.2. Надходження радіонуклідів у міські екосистеми, їх розподіл і міграція</p> <p>9.4. Радіоемність міської екосистеми</p>	
10	<p>Особливості ведення окремих галузей виробництва на забруднених радіонуклідами територіях</p> <p>10.1. Ведення сільського господарства</p> <p>10.1.1. Рослинництво</p> <p>10.1.2. Тваринництво</p> <p>10.2. Ведення лісового та садово-паркового господарства</p> <p>10.3. Ведення водного господарства</p> <p>10.4. Особливості експлуатації транспорту на забруднених</p>	

	радіонуклідами територіях 10.5. Особливості роботи підприємств харчової та фармацевтичної промисловості 10.6. Збір, зберігання та захоронення радіоактивних відходів.	
	Післямова	
	Авторський покажчик	
	Предметний покажчик	
	Рекомендована література	

ПЕРЕДМОВА

Спеціальна комісія Міжнародного союзу радіоекологів розглядає дві основні можливі радіаційні ситуації, які можуть скластися у навколишньому середовищі за певних умов: існуючу радіаційну ситуацію і аварійну радіаційну ситуацію.

Існуюча радіаційна ситуація визначається наявністю природних джерел радіоактивності, роботою підприємств ядерної енергетики, а також деяких інших галузей, що використовують радіоактивні речовини та штучні джерела іонізуючих випромінювань.

Аварійну радіаційну ситуацію від існуючої відрізняють не тільки аварії на підприємствах чи різних установах, але й аварії, пов'язані із втратою джерел радіоактивності, можливе розповсюдження радіоактивних джерел з терористичною метою та інші.

Україна – ядерна держава. По запасах урану – основної сировини атомної промисловості серед країн світу вона займає одинадцяте місце і перше в Європі. І цей уран не залягає мертвим запасом у її надрах – на ньому працюють 15 ядерних блоків чотирьох атомних електростанцій (АЕС). За кількістю ядерних блоків Україна посідає 8 місце в світі, поступаючись тільки таким великим державам, як США, Франція, Японія, Велика Британія, Росія та деяким іншим. А за кількістю блоків, що будуються (чотири), разом з Китаєм поділяє друге місце в світі.

Робота з видобутку урану, його збагачення, виготовлення ядерного палива – так званих твелів, а тим більше одержання електроенергії на АЕС, завжди супроводжується певним радіоактивним забрудненням навколишнього середовища. Його доповнюють радіоактивні відходи як самої ядерної енергетики, так багатьох інших сфер діяльності людини, що використовують радіоактивні матеріали, навіть таких, здавалося б далеких від цих проблем, як медицина, сільське господарство, харчопереробна промисловість, науково-дослідницькі роботи різних напрямів.

З видобутком різноманітних корисних копалин, будівельних матеріалів на поверхню землі з її глибин вивертається велика кількість різних природних радіоактивних елементів. З мінеральними добривами радіонукліди розсіваються по земній поверхні – радіоактивний ізотоп калію – обов'язковий супутник калійних добрив, природні важкі радіонукліди – фосфорних добрив.

Отже, відбувається постійне надходження у навколишнє середовище радіоактивних речовин, що призводить до зростання у ньому рівня радіаційного фону – потужності дози іонізуючого випромінювання.

Ситуація суттєво погіршується в умовах радіаційних аварій. У 1986 р. Україна пережила найбільшу у світі радіаційну аварію на Чорнобильській АЕС, якій надано статус глобальної катастрофи. На всій території країни немає й клаптика поверхні, на якому не осіли б радіонукліди, викинуті з аварійного блоку. За майже чверть століття, що пройшли з часу аварії, більшість їх розпалися. Проте, залишилися довгоживучі, які ще багато століть, а деякі і тисячоліть, будуть додатковим джерелом іонізуючих випромінювань.

Таким чином, існує нагальна необхідність ретельного вивчення різних джерел надходження радіоактивних речовин у навколишнє середовище з метою зменшення їх потоків; слідкування за їх міграцією трофічними ланцюгами з ціллю обмеження доступу до людини; дослідження дії їх іонізуючих випромінювань на живі організми і в першу чергу на людину з метою зменшення можливого негативного впливу.

Всіма цими питаннями займається окрема галузь науки, яка має назву радіаційна екологія, або радіоекологія. Саме розгляданню перелічених, а також багатьох суміжних питань присвячений цей навчальний посібник, який призначений для студентів вищих навчальних закладів 3-4-го рівнів акредитації у першу чергу таких спеціальностей, як екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування,

географія, геологія, агрохімія та ґрунтознавство та інших. Він буде корисним для аспірантів природничих напрямів, особливо тих, хто проводить дослідження на забруднених радіонуклідами територіях; для спеціалістів, які працюють на таких територіях також тим, хто у своїй роботі вимушені стикатися з радіоактивними матеріалами чи застосовують їх з певною метою.

Тут слід зазначити, що основні положення посібника спираються на міжнародні законодавчі акти і стандарти радіаційної безпеки, розроблені і введені в дію такими організаціями як Міжнародне агентство с атомної енергетики (МАГАТЕ), Міжнародна комісія з радіаційного захисту (МКРЗ), Міжнародна комісія з радіаційних одиниць та вимірюванням (МКРО), зокрема:

Публікації Наукового комітету ООН по дії атомної радіації (НКДАР ООН): <http://www.unscear.org/unscear/en/publications.html>

Публікації МКРЗ: <http://www.icrp.org/>

Публікації МАГАТЕ: <http://www.iaea.org/> ; <http://www.un.org/ru/ga/iaea/>
<http://www.iaea.org/NewsCenter/Focus/Chernobyl/>

Матеріали Чорнобильського форуму:

http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1239r_web.pdf

Міжнародні основні стандарти (норми) безпеки для захисту від іонізуючих випромінювань і безпечного поводження з джерелами випромінювання (International Safety Standards): <http://www-ns.iaea.org/standards/>.

Державні стандарти, розроблені відповідно до міжнародних нормативів: ДСТУ ISO 10381-3 - безпека під час відбору зразків для аналізу; ДСТУ ISO 5538:2004 Молоко та молочні продукти. Відбирання проб. Контроль за якісними ознаками; ДСТУ ISO 8197:2004 Молоко та молочні продукти. Відбирання проб. Контроль за кількісними ознаками; ДСТУ ISO 707:2002 Молоко та молочні продукти. Настанови з відбирання проб; ДСТУ ISO 5555:2003 Жири та олії тваринні і рослинні. Відбір проб (ISO 5555:1991,

IDT); ДСТУ ISO 13690-2003 Зернові, бобові та продукти їх помелу. Відбір проб (ISO 13690:1999, IDT); ДСТУ ISO 874-2002 Фрукти та овочі свіжі. Відбір проб (ISO 874:1980, IDT) методики відбирання проб продуктів харчування та продукції сільськогосподарського виробництва (ДСТУ ISO 13690-2003 Зернові, бобові та продукти їх помелу. Відбір проб (ISO 13690:1999, IDT; ДСТУ ISO 4072:2005 Відбирання проб; ISO 9001:2000 Науково-технічна та інженірінгова діяльність в сфері ядерної і радіаційної безпеки, радіоекології; ISO 4037-3 Калібрування приладів для радіометрії; ДСТУ ISO 10381-3 Безпека під час відбору зразків для аналізу; ДСТУ ISO - 11464 Попереднє обробляння зразків для аналізу і проведення ввимірювань.

Матеріали Російсько-Білоруського інформаційного центру по проблемах подолання наслідків Чорнобильської катастрофи <http://rbic.ibrae.ru/RBIC/>

МНС Республіки Білорусь <http://www.chernobyl.gov.by/>

МНС України <http://www.mns.gov.ua/content/chornobyl.html>

Матеріали ІБРАЕ РАН <http://www.ibrae.ac.ru/>

Вони враховують також національні законодавчі акти та нормативні документи України, такі як «Норми радіаційної безпеки України» (НРБУ-97/2000), «Основні санітарні правила протирадіаційного захисту України» (ОСПУ-2001), спрямовані на соціальний, медичний, протирадіаційний захист населення, на охорону навколишнього середовища від забруднення радіоактивними речовинами.

Автор розділів 1, 2, 4, передмови і післямови д.б.н., професор І.М. Гудков (НУБіП України), 3 – д.б.н., доцент В.О. Кашпаров (НУБіП України), 5 – д.б.н., с.н.с. Д.І. Гудков (Інститут гідробіології НАН України), 6 – д.б.н., професор В.А. Гайченко (НУБіП України) і Д.І. Гудков, 7 – д.б.н., професор В.А. Гайченко (НУБіП України), 8 і 9 – д.б.н., професор Ю.О. Кутлахмедов (Інститут клітинної біології та генетичної інженерії НАН України), 10 – І.М. Гудков і к.б.н., доцент М.М. Лазарєв (НУБіП України).

1. РАДІОЕКОЛОГІЯ ЯК НАУКА: ІСТОРІЯ ТА СУЧАСНІ ПРОБЛЕМИ

1.1. Визначення науки, об'єкти та предмет її досліджень. 1.2. Історія розвитку радіоекології. 1.3. Розвиток радіоекології в Україні. 1.4. Проблеми та сучасні завдання радіоекології.

Радіоекологія, або радіаційна екологія, - це розділ радіобіології, який виник на стику з екологією. Іноді її вважають розділом екології. Останнім часом виділяють навіть як окрему науку.

1.1. Визначення науки та її завдання

Радіобіологія – це наука, яка вивчає дію іонізуючих випромінювань на живі організми та їх угруповання.

Екологія – це наука, яка вивчає взаємозв'язки живих організмів та їх угруповань поміж собою та з навколишнім середовищем. Іншими словами, екологія вивчає комплекс взаємозалежних зв'язків між групами організмів в різних фізико-хімічних умовах, вплив середовища на організми, реакції організмів на вплив факторів середовища, пристосовану здатність організмів.

Радіоекологія вивчає концентрації та міграцію радіоактивних речовин в навколишньому середовищі та вплив їхнього іонізуючого випромінювання на живі організми та їх угруповання.

Прерогативою радіоекології, як правило, є зовсім незначні потужності хронічного опромінення організмів іонізуючим випромінюванням за рахунок радіаційного фону, а також за рахунок забруднення біосфери штучними радіонуклідами. Проте багато рослин і тварин здатні нагромаджувати в життєво важливих органах значну кількість радіоактивних речовин, внаслідок чого можливе істотне внутрішнє опромінення організму. Впливаючи на генетичний апарат, це додаткове опромінення зумовлює зростання темпів мінливості клітин і всього організму. Вищі дози можуть знижувати їх життєздатність і навіть спричиняти загибель найбільш чутливих

до іонізуючих випромінювань і за рахунок цього змінювати структуру біоценозів і збіднювати їх міжвидові взаємовідношення.

Виявлення закономірностей, що лежать в основі цих процесів, має важливе значення для багатьох галузей народного господарства. Особливо важливими є вирішення в галузі радіоекології таких завдань:

- виявлення територій суші і акваторій з підвищеним вмістом радіонуклідів;
- дослідження шляхів міграції радіонуклідів харчовими ланцюгами і насамперед у ланці ґрунт–рослини–тварини–людина;
- припинення чи послаблення екологічних зв'язків на будь-якій ділянці цього шляху або створення спеціальних засобів запобігання тому, щоб вони не потрапили у рослини, тваринні і людські організми;
- прогнозування поведінки радіонуклідів у природних об'єктах і дозових навантажень на живі об'єкти, в тому числі на основі математичних моделей і комп'ютерних систем.

1.2. Історія розвитку радіоекології

І радіобіологію, і екологію, які, так би мовити, породили радіоекологію, можна вважати порівняно молодими науками. Радіобіології разом з іншими радіологічними науками – радіофізикою та радіохімією у 2010 р. виповнюється 115 років. Відлік у цьому випадку ведеться з дня відкриття німецьким фізиком В.К. Рентгеном у листопаді 1895 р. променів, що проходять через непроникні для видимих променів матеріали, і які він назвав Х-променями, або Х-випромінюванням, котрі згодом були названі його ім'ям – рентгенівські промені. Хоча в багатьох країнах у науковій літературі використовується їх первинна назва – Х-промені.

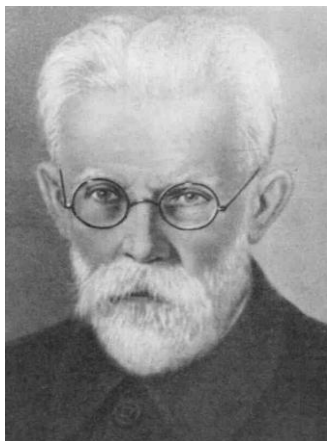
Екологія дещо старша. Офіційно датою її народження слід вважати 1866 р., коли німецький зоолог Е. Геккель у книзі „Загальна морфологія

організмів” вперше запропонував термін „екологія”, який складався з двох слів грецького походження – „ойкос” – житло, місце мешкання та „логос” – вчення, для назви окремої науки про зв’язки живих організмів з навколишнім середовищем, тобто з умовами існування. І хоча про взаємовідношення рослин, тварин, людини та факторів довкілля до того писали багато природодослідників, починаючи з Аристотеля і Гіппократа, екологія, як наука, сформувалась лише в останню чверть 19 століття.

Безперечно, спільне „дитя” цих наук радіоекологія з’явилося пізніше. Вважається, що початок систематичним радіоекологічним дослідженням було покладено академіком В.І. Вернадським, котрий вперше наприкінці 20-х–початку 30-х років минулого століття виявив основні закономірності нагромадження радіоактивного елемента радію прісноводними і наземними рослинами. Пізніше у Біогеохімічній лабораторії Академії наук СРСР, якою він керував, були виконані дослідження з накопичення цілої низки природних радіоактивних елементів рослинами і тваринами, закладені основи вивчення їх міграції у різних об’єктах навколишнього середовища. У цій лабораторії вперше були проведені дослідження з біологічної дії інкорпорованих природних радіоактивних елементів, зокрема урану і радію, на рослини і тварин. Вже тоді особлива увага наділялася їх можливій генетичній дії. Досить цікаво, що саме науковий співробітник цієї лабораторії О.О. Передельський, а також видатний російський радіобіолог і радіоеколог О.М. Кузін водночас і незалежно з відомим американським екологом і радіоекологом Ю.П. Одумом у 1956 р. запропонували і сам термін „радіоекологія” для назви нової науки, котрий був визнаний в усьому світі і став її офіційною назвою.

В рамках нового напрямку науки почали формуватися й окремі її розгалуження. Можна стверджувати, що саме в цей час зародилася сільськогосподарська радіоекологія, розвиток якої відбувався буквально

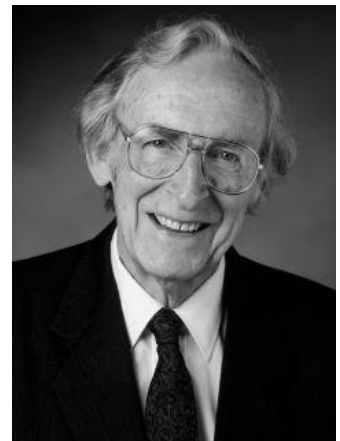
паралельно розвитку загальної радіоекології. Адже найперші дослідження в галузі радіоекології були присвячені надходженню природних радіоактивних елементів з ґрунту саме в сільськогосподарські рослини. На цьому першому етапі (довоєнні роки) основна увага була звернута на вивчення особливостей накопичення природних радіонуклідів в продуктивних органах сільськогосподарських культур, які могли б стати джерелом їх надходження до організму людини разом з продуктами харчування. До цього часу відносяться перші дослідження з дії підвищеного природного фону на популяції рослин. У кінці 30-х років були виконані роботи з вивчення розповсюдження у ґрунтах так званих важких природних радіонуклідів (^{238}U , ^{226}Rn , ^{232}Th та деяких інших). Ініціатором і керівником усіх цих робіт був академік В.І. Вернадський та його учні академік О.П. Виноградов і професор А.А. Ковальський.



В.І. Вернадський
(1863-1945)



О.М. Кузін
(1906-1999)



Ю.П. Одум
(1915-2003)

Проте роком народження радіоекології можна вважати і 1896 р. Адже саме у лютому цього року декількома місяцями після відкриття В. Рентгеном Х-променів французький вчений А. Бекерель відкрив явище природної радіоактивності урану. Відкриття М. Склодовською-Кюрі і П. Кюрі нових радіоактивних елементів радію і полонію у 1897 р. також можна віднести до перших радіоекологічних досліджень, так як саме з цих років почалися

дослідження окремих дослідників з вивчення вмісту цих елементів в об'єктах навколишнього середовища, в тому числі ґрунті і рослинах.

У 1903 р. А.В. Пель в Петербурзі вперше в Росії почав дослідження природної радіоактивності різних об'єктів навколишнього середовища: ґрунту, води, деяких видів рослин.

Не можна не згадати, що елементи радіоекології містяться у роботах з біогеохімії радіоактивних речовин і деяких інших дослідників того часу. Зокрема, у монографії учнів і послідовників М. Склодовської-Кюрі чеських учених Ю. Стоклази і Ж. Пенклава „Біологія радію та урану” (1932), присвяченій особливостям накопичення цих природних радіоактивних елементів живими організмами, робляться і спроби оцінки їх біологічної дії. Цю книгу з усіма підставами можна вважати першою монографією з радіоекології, у якій обговорюються біологічні ефекти підвищеного природного радіаційного фону та інкорпорованих радіонуклідів на екосистемному рівні.

Все ж таки, саме 30-і–першу половину 40-х років минулого століття слід вважати першим етапом розвитку радіоекології.

Другий етап розвитку цієї науки пов'язаний з проведенням в світі у другій половині 40-х–початку 60-х років масових випробувань ядерної зброї, які супроводжувалися випадінням на земну поверхню величезної кількості штучних радіонуклідів, котрі включалися у біологічний кругообіг з участю рослин, тварин, людини. У ці роки в результаті глобального моніторингу природного середовища, забрудненого радіоактивними випадіннями після сотень ядерних вибухів в атмосфері, у водах морів, світового океану і навіть у космосі, були вивчені основні закономірності міграції довгоживучих штучних радіонуклідів ^{90}Sr і ^{137}Cs .

Саме в цей період, який достатньо точно можна позначити 1945-1963 роками, радіоекологія остаточно оформилася як самостійний напрям науки. Експериментальні дослідження з міграції розсіяних у навколишньому

середовищі продуктів поділу урану, що розпочалися у десятках лабораторій провідних країн світу, охопили всі його елементи: атмосферу, ґрунт, наземні екосистеми, в тому числі агросферу, гідросферу. Організований у 1955 р. при Організації об'єднаних націй Комітет з впливу ядерної радіації на живі організми, який включав 21 країну, спеціально займався збором, аналізом і узагальненням даних з накопичення радіонуклідів в рослинах, тваринах, організмі людини.

Ці дані стали основою для оцінки дозових навантажень на населення і об'єктивного аналізу наслідків радіонуклідного забруднення біосфери і відіграли важливу роль в укладанні в 1963 р. Московського договору про заборону випробувань атомної зброї в повітрі, воді і космосі, що сприяло попередженню подальшого забруднення природного середовища у глобальних масштабах.

І тут треба відзначити ім'я одного з основоположників радіоекології видатного російського природодослідника М.В. Тимофєєва-Ресовського. Одним з перших колективом вчених засекреченої тоді лабораторії, якою він керував, були виконані системні роботи по міграції штучних радіонуклідів в окремих компонентах навколишнього середовища, дії їх іонізуючих випромінювань на рослини і тварини, зроблені розрахунки доз іонізуючої радіації, які формуються в тканинах різних організмів за рахунок інкорпорованих радіонуклідів. Правда, цей напрям науки він називав *радіаційною біогеоценологією*.

У перебігу другого етапу розвитку радіоекології відбулося визначення сільськогосподарської радіоекології у межах її сучасної структури як самостійної наукової дисципліни. Саме у 50–60-і роки минулого століття були виконані перші фундаментальні роботи з вивчення закономірностей переходу основних довгоживучих штучних радіонуклідів у складі суміші осколків поділу продуктів ядерних вибухів з ґрунту в сільськогосподарські рослини, їх накопичення різними видами рослин. Були визначені параметри

метаболізму цих радіонуклідів в організмі сільськогосподарських тварин, а також оцінені закономірності накопичення штучних радіонуклідів в продукції рослинництва та тваринництва.



Н.В. Тимофеев-Ресовский (1900–1981)



В.М. Клечковський (1900-1972)

На цьому етапі видатну роль в становленні і розвитку сільськогосподарської радіобіології відіграв академік В.М. Клечковський. Саме йому належить запровадження в наукову літературу вслід за терміном „радіоекологія” у тому ж 1956 р. поняття „сільськогосподарська радіоекологія”. Найближчий учень основоположника вітчизняної агрохімії академіка Д.М. Прянішнікова В.М. Клечковський був одним з засновників і керівником першого у світі науково-дослідного закладу в галузі сільськогосподарської радіоекології – Біофізичної лабораторії в Московській сільськогосподарській академії ім. К.А. Тімірязєва. В цій лабораторії за ініціативою великого вченого в галузі ядерної фізики академіка І.В. Курчатова стала виконуватись широка програма досліджень з вивчення накопичення радіонуклідів (в першу чергу штучних з числа продуктів поділу урану) сільськогосподарськими рослинами і дії на них інкорпорованих радіонуклідів. В 1956 р. була опублікована основоположна робота колективу авторів – в основному співробітників лабораторії під редакцією В.М.

Клечковського „Про поведінку продуктів поділу в ґрунтах, їх надходження в рослини і накопичення в урожаї”, яка стала першим підсумком експериментальних досліджень в галузі сільськогосподарської радіоекології. В ній, зокрема, вперше було сформульовано фундаментальне положення, яке з усіма підставами можна назвати парадигмою сучасної сільськогосподарської радіоекології: *при широкому застосуванні ядерної енергії в мирних цілях, зв'язаних з надходженням у навколишнє середовище штучних радіонуклідів та інтенсифікацією кругообігу природних радіонуклідів, основне значення має не пряма радіаційна дія іонізуючих випромінювань на сільськогосподарські рослини і тварин (хоча і цю проблему не можна ігнорувати), а накопичення ними радіонуклідів, які надходять з сільськогосподарськими продуктами до організму людини, призводячи до його додаткового, часом значно більшого, ніж фонове, опромінення. Це положення, сказане у дуже обережній формі, визначило головний напрям досліджень у сільськогосподарській радіоекології.*

Забігаючи трохи вперед, слід відзначити, що за вже більш як півстоліття це положення не втратило свого основного сенсу. Сумний досвід вивчення і ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС повністю його підтвердив. І висловлене у більш рішучій формі це положення стає основною парадигмою всієї радіоекології: *ареал, у межах якого в угрупованнях живих організмів спостерігаються видимі зміни радіаційної природи, значно менший, ніж територія, на якій обмежується чи забороняється діяльність людини, так як концентрація радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища, і в першу чергу продукції сільського і лісового господарства, а також в продуктах харчування перевищує допустимі рівні.*

У третій етап свого розвитку радіоекологія вступила у 60-і—початку 70-х років в період інтенсивного розвитку ядерної енергетики і широкого застосування радіаційних технологій у різних галузях господарювання. В ці роки стало зрозумілим, що ядерна енергетика у найближчі десятиліття стане

одним з основних джерел задоволення безперервно зростаючих потреб людства в енергії. Стало також очевидним, що загальний прогрес у розвитку ядерної енергетики залежить від рішення екологічних проблем охорони природного середовища від радіаційного впливу підприємств ядерного паливного циклу (ЯПЦ). Останнє зумовлене тим, що на всіх стадіях повного ЯПЦ, починаючи з видобутку уранової сировини і закінчуючи переробкою відпрацьованого ядерного палива і захоронення радіоактивних відходів, можливе надходження у навколишнє середовище у великих кількостях як природних, так і штучних радіонуклідів.

Технічні та технологічні порушення на підприємствах з ядерними реакторами та на радіохімічних заводах з виробництва компонентів ядерної зброї призводили до забруднення радіоактивними речовинами прилеглих територій. Періодично траплялись аварії, які супроводжувались великими викидами радіоактивних речовин в біосферу і забрудненням територій, в тому числі і сільськогосподарських угідь, лісових масивів. І як це не кощунствено звучить, вивчення наслідків радіаційних аварій було потужним поштовхом розвитку радіоекології. Серед перших великих аварій були аварія на Південному Уралі у вересні 1957 р. на сховищі радіоактивних відходів військового радіохімічного заводу з вироблення плутонію, відомого тепер як Науково-виробниче об'єднання „Маяк”, близько міста Челябінськ в СРСР; не такі важкі за наслідками, пов'язані з несправностями ядерного реактора, аварії на АЕС в Уіндскейлі (Велика Британія), що сталася буквально за тиждень того ж року, на АЕС у Трі-Мейл-Айленд (США) у 1979 р.

Внаслідок аварії під Челябінськом виник так званий Східно-Уральській радіоактивний слід, в котрому площа, забруднена основним дозоутворюючим радіонуклідом ^{90}Sr рівня вище $2 \text{ Кі} \cdot \text{км}^{-2}$ ($74 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$) склала 23000 км^2 . Це місце надовго стало полігоном для досліджень з міграції радіонуклідів у різних природних середовищах і накопиченню радіоактивності у різних видів живих організмів.

Саме В.М. Клечковський очолив радіоекологічні дослідження на Східно-Уральському радіоактивному сліді. Він та його співробітники вперше описали фізико-хімічні закономірності взаємодії великого набору штучних радіонуклідів з ґрунтом (В.М. Прохоров, Ю.А. Поляков, Ф.І. Павлоцька), оцінили кількісні характеристики накопичення різних радіонуклідів основними видами сільськогосподарських культур (Р.М. Алексахін, І.В. Гулякін, К.В. Юдінцева), поведінку в організмі сільськогосподарських тварин (Б.М. Анненков, А.М. Сироткін).

І.В. Гулякіним і К.В. Юдінцевою були одержані унікальні дані про закономірності надходження в рослини радіостронцію і радіоцезію, вплив на ці процеси умов навколишнього середовища, подальшої їх міграції радіонуклідів трофічними ланцюжками, дії їх випромінювань на сільськогосподарські рослини і організм сільськогосподарських тварин.

Саме на Східно-Уральському радіоактивному сліді були апробовані на практиці різні контрзаходи, метою яких була розробка прийомів і технологій мінімізації переходу радіонуклідів в сільськогосподарські тварин, організм тварин з кінцевою ціллю повернення забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угідь у господарське використання. Ця територія стала першим регіоном в світі, де були виконані великомасштабні роботи з реабілітації забруднених земель.

Крім низки фундаментальних монографій, у котрих був узагальнений цей матеріал, І.В. Гулякін і К.В. Юдінцева на його основі підготували і видали у 1973 р. перший підручник „Сельскохозяйственная радиобиология», котрий аж до 1991 р., коли водночас вийшли з друку три підручники з сільськогосподарської радіології та радіобіології, в тому числі автора цих рядків „Основы общей и сельскохозяйственной радиобиологии», був практично єдиним посібником у вивченні дисципліни студентами агрономічних спеціальностей вищих сільськогосподарських навчальних закладів.

Для усіх цих досліджень був характерним як фундаментальний, так і прикладний характер, а більшість експериментів було виконано у природних умовах з охопленням різних типів агросистем. Підсумком цих робіт стала розробка комплексу агротехнічних, агрохімічних і зооветеринарних заходів, метою яких було одержання продукції рослинництва та тваринництва з мінімальним вмістом радіонуклідів. На прикладі ведення сільськогосподарського виробництва на території Східно-Уральського радіоактивного сліду були вперше створені практичні рекомендації з організації агропромислового виробництва на територіях з підвищеним вмістом радіоактивних речовин. Пізніше вони були використані, особливо у початковий період, для ведення сільськогосподарського виробництва на великих територіях України, Білорусі, Росії, забруднених радіоактивними викидами внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС.

Значного розвитку одержала радіоекологія і в інших країнах, особливо з великими ядерними центрами, де проводились роботи у галузі атомної промисловості і ядерної енергетики (Брукхейвенская, Окрижская, Хенфордская національні лабораторії у США, Центр ядерних досліджень в Кадараше у Франції). Найбільш важливі результати досліджень з оцінки переносу радіонуклідів у ланцюжку радіоактивні випадіння ґрунт – рослини – тварини, виконані у 50-60-і роки в країнах Західної Європи і США, були узагальнені у фундаментальній монографії «Радиоактивность и пища человека», перекладеної на російську мову і видану у 1966 р.

Активно проводились радіоекологічні дослідження на територіях, що примикали до полігонів, на яких проводились випробування ядерної зброї до 1963 р. (Семипалатинський і Новоземельський полігони у СРСР, у штаті Невада - США, Маршалові острови у Тихому океані, район Маралінга в Австралії, пустеля Сахара).

Вони доповнювалися дослідженнями, що здійснювалися в районах природних радіонуклідних аномалій (Республіка Комі у СРСР), на штучних

полігонах з відкритими джерелами опромінення, так званих „гамма-полях” (Московське відділення Всесоюзного інституту рослинництва, Брукхейвенська Національна лабораторія у США).

Не дивлячись на те, що радіоекологічні дослідження, особливо з міграції радіоактивних речовин в об'єктах навколишнього середовища, накопичення в живих організмах і дії на біоту досить широко проводились в багатьох країнах, пріоритет у них СРСР і США – найбільших ядерних держав незаперечний. Ретроспективне порівняння програм таких досліджень, що проводились у 1950-1985 рр., незважаючи на їх закритість у ті часи, показав їх повний паралелізм (Р.М. Алексахін, 2006). Особливо це стосується вирішення двох головних проблем: вивчення міграції радіонуклідів в природних і штучних біогеоценозах та впливу дії іонізуючих випромінювань на популяції рослин і тварин, екосистеми в цілому.

Найбільша за всю не таку вже і довгу історію розвитку ядерної енергетики аварії на Чорнобильській АЕС в 1986 р., котрій присвоєно статус глобальної катастрофи, знаменувала перехід до четвертого етапу розвитку радіоекології.

Радіоактивні опади Чорнобиллю вкрили не тільки територію СРСР, але й багатьох Європейських країн. Зареєстровані вони були й за межами Європи, так як радіоактивна хмара шириною від Скандинавії і, практично, до екватору під впливом тропосферних вітрів, що дули з заходу на схід, за два тижні обігнула земну кулю, не залишивши у північній півкулі жодного шматочка суші, незаторкнутого радіонуклідними випадіннями, за винятком хіба що найпівнічніших країв тундри Росії, Канади та Аляски.

Регіон аварії охопив величезну площу. Тільки обмежена ізолінією щільності забруднення за ^{137}Cs у 1 Кі км^{-2} (37 кБк м^{-2}) вона займає понад 200 тис. км^2 , що складало 4% території тодішнього СРСР, на якій розміщувались обширі сільськогосподарські угіддя, ліси, розгалужена система річок і озер,

близько 6 тисяч населених пунктів, у яких проживало понад 6 мільйонів чоловік.

В Україні вище цього рівня було забруднено 53,5 тис. км², тобто 9% всієї території у 73 районах 12 областей, включаючи 2293 населених пунктів, у яких мешкало понад 2,3 мільйони чоловік.

В результаті радіоекологічних досліджень у великому регіоні радіаційного впливу аварії і забруднення радіонуклідами колективами радіоекологів різних країн, в першу чергу України, Росії, Білорусі, були зібрані унікальні дані з впливу іонізуючої радіації у широкому діапазоні потужностей доз на угруповання рослин і тварин, з поведінки біологічно значимих радіонуклідів у наземних та водяних біоценозах у широкому спектрі умов природного середовища, була оцінена довготривала динаміка циклів радіонуклідів в природних і штучних екосистемах.

Внаслідок аварії на території колишнього СРСР було піддано забрудненню вище згаданого рівня 37 кБк·м⁻² за ¹³⁷Cs 6,5 млн. га сільськогосподарських угідь (по Україні – 1,13 млн. га) і 7,4 млн. га лісів (по Україні – близько 4,0 млн. га, тобто 40%).

І за цілою низкою підстав аварія одержала назву сільськогосподарської, або навіть сільської аварії (Р.М. Алексахін, 2006):

1. Основна господарча спрямованість регіону аварії – аграрне виробництво;
2. Відповідно, до 70% населення, що мешкає у регіоні аварії, складають сільські жителі;
3. Сільськогосподарська продукція, що виробляється на забруднених радіонуклідами угіддях, є одним з основних, а, часом, домінуючим джерелом формування дози опромінення людини іонізуючою радіацією;
4. Дози опромінення сільського населення значно вищі, ніж міського, що визначається специфічним „сільським типом харчування”;

5. Мінімізація наслідків аварії у сільськогосподарській сфері, до якої належать виконання радіозахисних заходів, або так званих контрзаходів, є одним з основних елементів системи радіаційної безпеки усього населення регіону.

Вплив аварії на Чорнобильській АЕС на розвиток радіоекології став настільки значним, що в свідомості фахівців розділив її історію на „до і після Чорнобильський” періоди.

1.3. Розвиток радіоекології в Україні

Згадані вище дослідження А.В. Пеля з радіоактивності довкілля було продовжено і розширено з 1910 р. в Україні С.В. Гольдбергом і Л.М. Лейбфредом, які займалися природною радіоактивністю лікувальних грязей і вод. У 1910 р. в Одесі при місцевому відділенні Російського технічного товариства було організовано радіологічну лабораторію, де й були виконані широкі і систематичні дослідження радіоактивності атмосфери, ґрунтів, природних вод, гірських порід. На базі лабораторії тут вперше в Російській імперії був організований спеціальний курс радіології для лікарів, на якому давалися відомості про характеристики радіоактивних елементів, їх вміст у навколишньому середовищі, основи дозиметрії, біологічної дії іонізуючої радіації.



П.А. Власюк
(1905-1980)

Мабуть, саме цей час слід вважати початком розвитку радіоекології в Україні. Втім, об'єктивно оцінюючи історію цього напрямку науки в Україні на початку 20-го століття, не можна не відзначити, що він розвивався розрізнено, силами окремих ентузіастів. У 1920 р. у Києві був створений Київський

рентгенівський інститут і у Харкові – Українська рентгенівська академія. І хоча їх основним напрямом була медична радіологія - практичне застосування рентгенівської радіації і випромінювання радіо для діагностики і лікування хвороб, з часом при них створилися і підрозділи, де вивчалися проблеми загальної радіобіології і радіоекології.

Дійсно широкі і систематичні радіоекологічні дослідження в Україні стали проводитися після другої світової війни. Одним з їх ініціаторів був видатний український агрохімік академік П.А. Власюк. В Інституті фізіології рослин АН УРСР, яким він тоді керував, у 50-60-і роки під безпосереднім керівництвом нині академіка Д.М. Гродзинського були розгорнуті широкомасштабні роботи з вивчення природної радіоактивності ґрунтів, рослин повітря, води на території країни. У їх перебігу особливо ретельно була вивчена радіоактивність ґрунтів усіх ґрунтово-кліматичних зон, оцінений вміст основних дозоутворюючих природних радіоактивних елементів, в першу чергу урану, торію, радію, радону, радіоактивного ізотопу калію та деяких інших. На підставі цих даних були створені карти вмісту основних природних радіонуклідів в ґрунтах України, на яких були виділені провінції з підвищеною радіоактивністю ґрунтів у Черкаській, Вінницькій, Київській, Житомирській, Запорозькій, Кіровоградській областях, пов'язаних, як правило, з місцями виходу на поверхню підстилаючи корінних порід – гранітів. Була визначена радіоактивність рослин різного таксономічного походження, сформульовані теоретичні підходи щодо визначення впливу природної радіоактивності на розвиток і формування фітоценозів. Результати цих досліджень були узагальнені у фундаментальній монографії Д.М. Гродзинського „Естественная радиоактивность растений и почв” (1965), котра до теперішнього часу залишається важливим документальним свідченням стану ситуації щодо рівня вмісту природних радіонуклідів в окремих компонентах природного середовища до періоду масового промислового видобутку урану на території України.

Автору цих рядків, у ті роки аспіранту П.А. Власюка і Д.М. Гродзинського, разом з іншими співробітниками відділу біофізики і радіобіології довелось у якості різноробочого приймати участь в роботі експедицій, які очолювала М.Г. Голубкова, по обстеженню і оцінці рівнів природної радіоактивності на території Українських Карпат, Закарпаття та Прикарпаття. І по заслугам оцінюючи свій вельми скромний внесок у ці роботи, причетність до цих важливих піонерських наукових досліджень назавжди залишилась яскравою подією, якою були відзначені перші кроки у радіобіологію та радіоекологію.

Паралельно у ці роки в Інституті фізіології ім. О.О. Богомольця під керівництвом А.І. Даниленка проводились роботи з вивчення природної бета-активності ґрунтів, рослин, сільськогосподарських тварин, тканин і виділень людини, обумовленої переважно бета-випромінюванням природного радіоактивного ізотопу калію ^{40}K . Порівняно невеликою групою дослідників була оцінена радіоактивність тисяч зразків, зібраних на території України. Основна мета цих досліджень була у вирішенні проблеми нормування і визначення гранично припустимих інтенсивностей іонізуючої радіації для людини, в'яснення фізіологічної ролі і біологічної дії на людину природних радіоактивних нуклідів. Одержаний матеріал, пізніше узагальнений у трьох виданнях книзі і І.М. Шевченко, А.І. Даниленко „Природная бета-радиоактивность растений, животных и человека» (198), являє собою суттєвий внесок у розвиток вітчизняної радіоекології.

Фундаментальні дослідження про міграцію штучних радіонуклідів, що випали внаслідок випробувань атомної зброї, були виконані на території України групою російських вчених з Інституту біофізики МОЗ СРСР за участю українських колег під керівництвом О.М. Марєя у 1957-1967 рр. Ними було встановлено, що за однакової структури харчування населення України основний внесок ^{90}Sr і ^{137}Cs (до 90%) у раціон жителів Полісся, особливо сільських мешканців, дає молоко. Це зумовлене надзвичайно

великими значеннями переходу цих радіонуклідів з бідних на ґрунтово-вбирний комплекс і мінеральні елементи і до того ж кислих дерново-підзолистих та торфоболотних ґрунтів цього регіону в кормові рослини. Одержані більш як за 20 років до аварії на Чорнобильській АЕС закономірності міграції цих радіонуклідів були повністю підтверджені дослідженнями радіоекологів у після аварійний період.

Саме в Україні у 1956 р. на Севастопольській біологічній станції ім. О.О. Ковалевського, реорганізованої у 1963 р. в Інститут біології південних морів АН УРСР, виник новий напрям морська радіоекологія. Засновником його слід вважати видатного гідробіолога і радіобіолога, згодом академіка Національної академії наук України Г.Г. Полікарпова. В лабораторії радіобіології інституту під його керівництвом вперше були виконані широкі дослідження з міграції природних і штучних радіонуклідів у морських гідросистемах Світового океану, їх нагромадження в окремих компонентах гідробіосистем та з біологічної дії на гідробіонти. Ці дослідження одержали високу оцінку у світовій науковій громадськості, а практичні радіаційно-гігієнічні рекомендації відіграли важливу роль при підписання у 1963 г. згаданого Московського договору про заборону ядерних випробувань у трьох середовищах, в тому числі і під водою. Фундаментальні роботи Г.Г. Полікарпова та його співробітників „Радиоэкология морских организмов (1963), «Морская радиоэкология» (1970) та інші визнані в усьому світі. Свідченням цього є й те, що Г.Г. Полікарпову в 1965 р. було доручено організація відділу радіоекології в Інституті океанології на Кубі, в 1975-1979 рр. керівництво секцією в Міжнародній лабораторії морської радіоактивності МАГАТЕ в Монако. З перших днів після аварії на Чорнобильській АЕС він очолив регіональний радіоекологічний моніторинг від р. Прип'ять до Чорного моря, прийняв участь в розробці радіозахисних заходів.

В Інституті гідробіології АН УРСР в Києві в 1976 р. була створена лабораторія радіобіології, реорганізована у 1986 р. у відділ прісноводної

радіоекології, основним завданням яких було дослідження радіонуклідного забруднення континентальних водойм. З початку заснування до останніх років у цьому підрозділі під керівництвом відомого вченого професора М.І. Кузьменка були виконані широкомасштабні дослідження з оцінка міграції радіонуклідів ^3H , ^{90}Sr , ^{137}Cs , трансуранових елементів та інших у водних екосистемах та їх дія на гідробіоти найбільших річок Європи: Волги, Дунаю, Дніпра з його притоками та водосховищами, Дністра, Південного Бугу, рибогосподарських водойм України.

З жalem слід відзначити, що в останнє двадцятиліття перед 1986 р. дослідження в галузі загальної і континентальної радіоекології в Україні практично не велись. Виняток, мабуть, складали дослідження саме у двох останніх згаданих колективах в галузі морської радіоекології та радіоекології прісноводних водойм.

Саме тому аварія на Чорнобильській АЕС застала зненацька не тільки найширшу громадськість країни, працівників атомної енергетики, уряд, але й вчених, в тому числі і фізиків-ядерників, медиків, радіобіологів, радіоекологів. Останні, зокрема, і методично, і інструментально не були готові для проведення оперативних досліджень наслідків аварії не тільки у перші дні, тижні, але й місяці і навіть перші роки.

У цій ситуації не можна переоцінити допомогу російських спеціалістів багатьох напрямів, в тому числі і радіоекологів, які мали унікальний досвід вивчення і ліквідації наслідків радіаційної аварії на Південному Уралі.

Натепер в Україні створена і постійно діє мережа радіоекологічного моніторингу, яка контролює радіологічну ситуацію в усіх сферах. Систематично проводиться аналіз радіаційного стану в регіонах, підданих радіонуклідному забрудненню, в окремих галузях виробництва, триває вивчення основних закономірностей міграції довгоживучих радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища, проводяться роботи з безпечної організації ведення окремих галузей в умовах забруднених територій.

В перше післяаварійне десятиріччя в межах великої державної наукової програми „Сільськогосподарська радіологія” і низки інших проектів під керівництвом Б.С. Прістера і М.О. Лощилова, а пізніше В.О. Кашпарова в широкій мережі науково-дослідних інститутів Національної академії аграрних наук (тоді ПВ ВАСГНІЛ), Міністерства сільського господарства, аграрних вищих навчальних закладів розгорнулися роботи в галузі сільськогосподарської радіоекології, спрямовані в першу чергу на вивчення і ліквідацію наслідків аварії в агропромисловому секторі. На превеликий жаль, в силу багатьох об’єктивних причин у друге після аварійне десятиліття вони цілком невиправдано були скорочені. Проте в ряді установ, зокрема в Інституті сільського господарства Полісся (Житомир), Інституті агроєкології (Київ) Української академії аграрних наук, Національному університеті біоресурсів і природокористування України (колишні УСХА, НАУ; Київ), Житомирському національному агроєкологічному університеті, Університеті водного господарства (Рівне) та деяких інших вони тривають.

Роботи в галузі радіоекології наново були розпочаті в Національній академії наук України. Тут їх очолив академік Д.М. Гродзинський. Одним з перших великий колектив радіобіологів, яким він керує, різко змінивши напрям своїх наукових досліджень, буквально з перших днів після аварії розпочав вивчення її наслідків у фіто- і агроценозах. І вже протягом перших років були одержані унікальні результати про характер транспорту і розподілу радіонуклідів в рослинах, описані різні радіобіологічні ефекти інкорпорованих радіонуклідів, створені математичні моделі, що дозволяють прогнозувати радіологічну ситуацію у сфері рослинництва у наступні роки. Перші результати цих робіт знайшли відображення у книзі „Антропогенная радионуклидная аномалия и растения» (1991).

В Інституті гідробіології НАНУ з перших днів після аварії тривають систематичні дослідження процесів транспорту, міграції та перерозподілу радіонуклідного забруднення в екосистемах водойм Чорнобильської зони

відчуження, а також формування біологічної доступності радіонуклідів. Встановлена видова специфічність та динаміка концентрування радіонуклідів гідробіонтами різного систематичного положення і трофічного рівня, оцінені дозові навантаження на різні екологічні групи та види водних організмів.

1.5. Проблеми і завдання сучасної радіоекології

Зростаюче у багатьох галузях господарювання застосування енергії атому у тій чи іншій формі висуває перед радіоекологією низку важливих завдань, від рішення котрих залежить стан нашої планети і можливості існування на ній живих організмів. Особливої актуальності проблеми радіоекології набувають у випадках аварій, що супроводжуються викидами радіоактивних речовин у довкілля. У цих випадках заходи, що здійснюються у різних сферах виробництва, і в першу чергу сільськогосподарського виробництва і харчової промисловості, мають бути спрямовані на обмеження надходження радіоактивних речовин в організм людини з продуктами харчування. Саме вони є одними з основних у комплексі заходів з забезпечення радіаційної безпеки населення. Це свідчить про важливу роль продукції рослинництва і тваринництва у формуванні дози опромінення людини.

Крім роботи підприємств ЯПЦ певну стурбованість викликають і деякі інші сторони діяльності людини, які призводять до зростання радіаційного фону. Перш за все до джерел, що збільшують радіоактивне забруднення навколишнього середовища слід віднести зростання застосування у сільському господарстві мінеральних добрив – калійних і фосфорних, що несуть з собою низку природних радіонуклідів. Будь-яка горно-видобувна діяльність супроводжується винесенням на поверхню Землі певної кількості радіоактивних елементів і ізотопів, особливо на територіях, розташованих в зонах над вулканічними утвореннями типу Українського кристалічного щита.

Занепокоєння викликає і діяльність людини, пов'язана з використанням джерел іонізуючих випромінювань і радіоактивних ізотопів в різних сферах виробництва, медицині і наукових дослідженнях, яка іноді супроводжується втратою контролю над ними.

Все це ставить перед на сучасному етапі розвитку радіоекології такі важливі завдання:

1. Широкий систематичний радіаційний моніторинг різних сфер господарювання, який включає оцінку вмісту основних дозоутворюючих природних і штучних радіонуклідів в основних об'єктах навколишнього середовища: атмосфері, ґрунті, водоймах, сільськогосподарських та лісних угіддях.

2. Вивчення особливостей міграції радіонуклідів у ґрунтах різних типів, ланці ґрунт – рослини – продуктивні тварини - людина з наступною кількісною оцінкою накопичення радіонуклідів в окремих ланках трофічних ланцюгів.

3. Дослідження особливостей формування поглинених доз іонізуючої радіації в рослинах, організмі тварин і людини за рахунок внутрішнього опромінення інкорпорованих радіонуклідів, а також їх біологічної дії на окремі види і угруповання.

4. Розробка заходів по мінімізації накопичення радіонуклідів в продукції рослинництва і тваринництва і рекомендацій по веденню сільськогосподарського виробництва на забруднених територіях..

5. Створення математичних моделей і комп'ютерних систем, які інтегрують накопичену експериментальну інформацію і дозволяють здійснювати довгострокове прогнозування поведінки радіонуклідів в природних об'єктах і оцінювати дозові навантаження на живі організми.

6. Оцінка ролі споживання продукції мешканцями забруднених радіонуклідами територій як джерела додаткового опромінення людини.

Вирішення цих завдань пов'язане з впровадження і використанням точних кількісних методів досліджень і перш за все з розробкою методів радіометрії і радіаційної дозиметрії об'єктів навколишнього середовища. Труднощі радіометрії і дозиметрії у таких складних природних об'єктах, як агроценози, - екологічної радіометрії і дозиметрії – цілком очевидні. Розрахунки доз хронічного опромінення окремих компонентів ценозу за рахунок інкорпорованих радіонуклідів, необхідні для оцінки будь-якого радіобіологічного ефекту, спряжені з дослідженням складних дозових полів в агроценозах, характер котрих залежить від великої кількості найрізноманітніших чинників: видового складу рослин, тобто їх біологічних особливостей, співвідношення рослин; типу ґрунту і, відповідно, його агрохімічними характеристиками, які визначаються не тільки природними показниками, але й є наслідком застосування агротехнічних прийомів; особливостями радіонуклідів і їх кількістю, тобто типом випромінювача і режимом опромінення і багатьма іншими. При екологічній дозиметрії доводиться враховувати і просторово-часову міграцію радіонуклідів біологічними ланцюжками між компонентами ценозу, можливу локалізацію окремих радіонуклідів у певних частинах рослин і органах тварин. Ігнорування цих особливостей може призводити до заниженої оцінки величин поглинених доз окремими представниками і в цілому агроценозу.

Останнє завдання, головною метою якого є забезпечення радіаційної безпеки населення, об'єднує радіоекологію і радіаційну гігієну. Кількісна оцінка дозових навантажень на людину обов'язково передбачає одержання великого об'єму даних про рух радіонуклідів трофічними ланцюжками до людини. І першорядний інтерес для радіаційної гігієни являють відомості, що одержує радіоекологія про розподіл радіонуклідів в агропромисловій сфері, де можлива дія радіаційного фактору.

Отже, кінцевим завданням радіоекології, як і радіобіології в цілому, є захист людини від вражаючої дії іонізуючих випромінювань.

Контрольні запитання дорозділу 1:

1. Визначення радіоекології як науки.
2. Основні завдання радіоекології.
3. Етапи розвитку радіоекології.
4. Внесок В.І. Вернадського та його сподвижників у розвиток радіоекології.
5. Внесок М.В. Тимофєєва-Ресовського у розвиток радіоекології.
6. Внесок українських вчених у розвиток радіоекології
7. Суть основної парадигми радіоекології.
8. Масштаби радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС.
9. Підстави для назви аварії на Чорнобильській АЕС «сільськогосподарською аварією».
10. Вплив аварії на Чорнобильській АЕС на розвиток радіоекології.
11. Підстави для назви аварії на Чорнобильській АЕС сільськогосподарською аварією.
12. Сучасні завдання радіоекології.

2. ДЖЕРЕЛА РАДІОНУКЛІДІВ В ЕКОСИСТЕМАХ І БІОСФЕРІ

2.1. Джерела природних радіонуклідів. 2.1.1. Радіонукліди, що утворюють родини та радіонукліди – продукти їх розпаду. 2.1.2. Радіонукліди, що не утворюють родин. 2.1.3. Космогенні радіонукліди. 2.1.4. Вміст природних радіонуклідів у навколишньому середовищі. 2.1.5. Природний радіаційний фон. 2.1.6. Природні радіонуклідні аномалії. 2.2. Джерела штучних

радіонуклідів. 2.2.1. Радіонукліди ядерних вибухів. 2.2.2. Радіонукліди ядерних реакторів. 2.2.3. Радіаційні аварії.

Отже, одним з основних завдань радіоекології є визначення концентрацій та шляхів міграції радіоактивних речовин у навколишньому середовищі. У цьому розділі і протягом усієї книги будуть вживатися такі поняття, як радіоактивний ізотоп, радіоактивний елемент, радіоактивна речовина і радіонуклід. Між ними багато спільного, проте їх треба розрізняти.

Радіоактивний ізотоп, або радіоізотоп, – це нестійкий ізотоп, що розпадається. Так, елемент калій складається з трьох ізотопів – ^{39}K , ^{40}K і ^{41}K . Перший і третій з них – стійкі, стабільні, а ^{40}K – нестійкий, радіоактивний. Терміни „ізотоп”, „радіоактивний ізотоп” використовується звичайно тоді, коли говориться про атоми одного і того ж елемента.

Радіоактивний елемент – це хімічний елемент, всі ізотопи якого радіоактивні. Наприклад, природний уран, який складається з трьох радіоактивних ізотопів – ^{234}U , ^{235}U і ^{238}U , а також торій, полоній, плутоній, америцій та інші, у склад яких входять виключно радіоактивні ізотопи.

Радіоактивна речовина – це речовина, до складу якої входить радіоактивний ізотоп. При цьому слід розуміти тільки хімічні сполучення атомів елементів, до складу котрих входять радіоактивні ізотопи. Наприклад, $^3\text{H}_2\text{O}$, ^{40}KCl , $\text{K}_2^{35}\text{SO}_4$, $^{235}\text{UO}_2$, $^{90}\text{SrSO}_4$, $^{137}\text{CsNO}_3$.

Нукліди – це загальна назва атомів, що відрізняються кількістю нуклонів у ядрі або при однаковій кількості нуклонів містять різну кількість протонів чи нейтронів. *Радіонуклід, або радіоактивний нуклід, - це нестійкий, такий, що розпадається, нуклід.* Термін „радіонуклід” звичайно застосовують для визначення атомів радіоактивних речовин, так як радіоактивні ізотопи, як правило, бувають у складі сполук і дуже рідко у

вільному стані. Так, говорять про радіонукліди ^{89}Sr і ^{90}Sr , ^{134}Cs і ^{137}Cs , ^{131}I і ^{132}I і т.д. В принципі поняття „радіонуклід” близьке поняттю „радіоізотоп”.

Всі існуючі радіонукліди ділять на два класи - *природні радіонукліди* і *штучні радіонукліди* (рис. 2.1). На теперішній час з відомих 1950 радіонуклідів (радіоактивних ізотопів) 70 природних, що належать до 25 радіоактивних елементів і деяких нерадіоактивних елементів, до складу яких входять радіоактивні ізотопи. Основним джерелом надходження природних радіонуклідів в біосферу є земна кора. Значна частина може надходити з водою і певна частка – з атмосфери.

Відомі також 1880 штучних радіонуклідів, які утворюються в умовах штучних ядерних реакціях розпаду деяких елементів, а також одержують при бомбардуванні нерадіоактивних елементів потоком високо енергетичних частинок. Для переважної більшості відомих елементів одержані радіоактивні ізотопи, кількість яких для деяких, як, наприклад для цезію, вимірюється десятками. Джерелами надходження штучних радіонуклідів в біосферу є атомні вибухи і ядерні реактори. Безперечно, у цих ситуаціях виникають далеко не всі відомі штучні радіонукліди, а лише декілька сотень. При цьому переважна більшість їх є короткоживучими і внесок у дозу опромінення об'єктів біосфери формують практично декілька десятків радіонуклідів.

2.1. Природні радіонукліди

Отже, в земних породах, рудах, ґрунтах, водах і, відповідно, живих організмах – рослинах, тваринах та інших об'єктах навколишнього середовища виділяють первинні та космогенні радіонукліди. В первинних у свою чергу виділяють дві категорії радіонуклідів: *радіонукліди, що утворюють родини* та радіонукліди-продукти їх розпаду, і *радіонукліди позародинні* – що не утворюють родин.

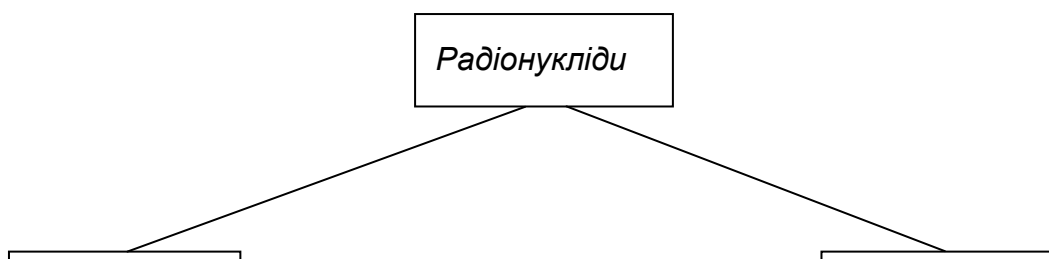


Рис. 2.1. Джерела радіонуклідів на Землі.

2.1.1. Радіонукліди, що утворюють родини, та радіонукліди-продукти їх розпаду

До них у першу чергу належать радіонукліди трьох ізотопів: двох урану – ^{238}U і ^{235}U , та одного торію – ^{232}Th . Кожний з них є родоначальником родини радіонуклідів. Зазначаючи багатоступеневого послідовного α - та β -розпадів вони утворюють ряд радіоактивних ізотопів (рис. 2.2).

Родоначальний ізотоп родини урану ^{238}U в результаті 8 α - та 6 β -розпадів переходить у стабільний ізотоп свинцю ^{206}Pb (рис. 2.2, а). В зв'язку з тим, що при цих перетвореннях в числі інших ізотопів виникає дуже важливий ізотоп радію ^{226}Ra , вона нерідко називається родиною урану-радiю.

Ізотоп урану ^{235}U є родоначальником родини актинiю. Цю назву родина одержала у зв'язку з тим, що серед виникаючих внаслідок 7 α - та 4 β -розпадів ізотопів є ізотоп актинiю ^{227}Ac – головний елемент великої групи радіоактивних елементів актинiдів. Тому цю родину ще називають родиною актинiю-урану, а ізотоп ^{235}U – актиноураном AcU . Закінчується цей розпад виникненням стабільного ізотопу свинцю ^{207}Pb (рис. 2.2, б).

Родоначалник родини торію ізотоп ^{232}Th внаслідок 6 α - та 4 β -розпадів переходить у стабільний ізотоп свинцю ^{208}Pb (рис. 2.2, в).

Для всіх трьох родоначалників родин характерні дуже великі періоди піврозпаду (табл. 2.1). У перебігу їх радіоактивних перетворень виникають десятки ізотопів різних елементів з періодами піврозпадів від часток секунди до сотень тисяч років. Цілком зрозуміло, що внаслідок послідовних розпадів ізотопів-родоначалників родин виникають ізотопи з меншими атомними масами, а внаслідок того, що кількість α -розпадів перевищує кількість β -розпадів, виникають хімічні елементи і з меншими атомними номерами.

Серед них найбільш значимий внесок у радіоактивність об'єктів навколишнього середовища вносять ^{226}Ra , ^{222}Rn , ^{220}Rn , ^{210}Po .

Радіонукліди-родоначалники та основні дозоутворюючі радіонукліди їх похідні

Уран. Сріблясто-білий метал зі щільністю $19,0 \text{ г}\cdot\text{см}^{-3}$ (для порівняння: свинець – $11,3$) і температурами плавлення та кипіння, відповідно, 1133 і 3860°C . Природний уран являє собою суміш трьох радіоактивних ізотопів: ^{234}U ($0,006\%$), ^{235}U ($0,7\%$) і ^{238}U ($99,3\%$). Основне α -випромінювання з енергіями, відповідно, $4,84$, $4,47$ і $4,27 \text{ MeV}$ і періодами піврозпаду ($T_{1/2}$) – $2,4\cdot 10^5$, $7,1\cdot 10^8$, $4,5\cdot 10^9$ років.

Вихід супроводжуючого β - і γ -випромінювання відносно невеликий. Тому зовнішнє опромінення ураном особливої небезпеки не являє. Він стає небезпечним при внутрішньому попаданні в організм.

Перехід урану з ґрунту в рослини незначний – коефіцієнти накопичення (K_H) для різних видів варіюють в межах 10^{-4} – 10^{-3} . Надходження урану в організм людини можливе при його видобутку на рудниках і збагаченні на відповідних підприємствах. При надходженні урану в організмі з продуктами харчування його транспорт і засвоєння залежать від розчинності його сполук. Розчинні сполуки швидко всмоктуються у кров і разносяться по організму. Швидко він і виводиться з калом і сечею. У

дорослої людини затримується лише близько 1% елемента, що надійшов, у дітей – дещо більше. Основні місця його накопичення – нирки, печінка, кістки. Періоди піввиведення ($T_{пв}$) з цих органів для людини складають, відповідно, 16–32, 100–200 і 450 діб. Нирки найбільш піддані його як радіаційній, так і хімічній дії. При надходженні через органи дихання (наприклад, з пилом уранової руди) затримується в легенях, що призводить до їх радіаційного ураження. За такого інгаляційного надходження $T_{пв}$ з легень складає 118–150 діб.

Сполуки урану самі по собі токсичні. Тому у ранні періоди дії переважає хімічна токсичність елемента, а радіаційний фактор проявляється, як правило, пізніше. При тривалому надходженні сполук урану може розвинути хронічна форма променевої хвороби.

Основний ізоотоп ^{238}U , а також ^{235}U є родоначальниками радіоактивних родин. В процесі їх розпаду виникає низка радіоактивних ізоотопів важких елементів (рис. 2.2), зокрема і таких, що визначають певний внесок у загальну дозу опромінення живих організмів – полонію і радону.

Ізоотоп ^{235}U є основною енергетичною сировиною для одержання ядерного пального і ядерної зброї.

Торій. Сріблясто-білий метал зі щільністю $11,7 \text{ г.см}^{-3}$, температурами плавлення і кипіння, відповідно, 1750 і 4200°C . Практично на 100% представлений ізоотопом ^{232}Th , хоча і виявлені сліди природних ізоотопів з масовими числами 227, 228, 230, 231, 234. Як і уран, ^{232}Th переважно α -випромінювач з середньою енергією частинок $4,07 \text{ MeV}$ і $T_{1/2} 1,41 \cdot 10^{10}$ років..

Торій може надходити в організм тільки при роботі з ним і в основному через органи дихання у вигляді аерозольних частинок чи газоподібних продуктів. Накопичується переважно в легенях, менше у печінці, нирках, селезінці, кістках.

^{232}Th також є родоначальником радіоактивної родини, в тому числі виникнення ізоотопів радю, радону, полонію та інших.

Зі сплаву ^{232}Th і збагаченого ^{235}U виготовляють *твели* (тепловиділяючі елементи) – ядерне паливо для атомних електростанцій.

Радій. Ковкий, блискучий, сріблясто-білий метал з групи лужноземельних зі щільністю $5,0 \text{ г}\cdot\text{см}^{-3}$ і температурами плавлення та кипіння, відповідно 690 і 1536°C . Відомі природні ізотопи радію з масовими числами 222 , 224 , 226 і 228 . Всі вони радіоактивні. Найбільш довгоживучим є ізотоп ^{226}Ra з $T_{1/2}$ 1620 років.

Прожарена сіль радію є чистим α -випромінювачем з енергією $4,86$ МеВ. При накопиченні у ній продуктів розпаду вона стає джерелом β - і γ -випромінювання. Рівноважна сіль радію є потужним джерелом γ -випромінювання і до створення штучних γ -випромінюючих ізотопів була практично єдиним джерелом, яке використовувалося у радіаційній терапії.

В організм людини 90% радію надходить з їжею. Це остеотропний елемент і він переважно відкладається у кістках, з яких виводиться поволі через шлунково-кишковий тракт з $T_{П/В}$ близько 17 років.

Цілком логічним є те, що характерним для ураження радієм є патологія кісткового мозку. При хронічному ураженні радієм (відомі випадки серед фарбників світних циферблатів годинників та шкал приладів) можуть розвиватися злоякісні новоутворення, серед яких найбільш частими є остеосаркоми.

Полоній. М'який сріблясто-білий метал із щільністю $9,4 \text{ г}\cdot\text{см}^{-3}$ і температурою плавлення 250°C . Відомі природні радіоактивні ізотопи з масовими номерами 210 , 212 , 214 - 218 , 231 , 234 . Найбільш важлива роль як

92	^{238}U $4.5 \cdot 10^9$		^{234}U $2.3 \cdot 10^5$				^{235}U $7.1 \cdot 10^8$										
91	$\downarrow \alpha$	^{234}Po 6.7	$\beta^- \downarrow$				$\downarrow \alpha$	^{231}Pa $3.4 \cdot 10^4$									
90	^{234}Th 24.1	$\nearrow \beta^-$	^{230}Th $8.3 \cdot 10^4$				^{231}Th 25.5	$\nearrow \beta^-$	^{227}Th 18.0		^{232}Th $1.41 \cdot 10^{10}$		^{228}Th 1.9				
89			$\downarrow \alpha$				$\downarrow \alpha$	^{227}Ac 21.7	$\nearrow \beta^-$		$\downarrow \alpha$	^{228}Ac 6.13	$\beta^- \downarrow$				
86			^{226}Pa 1622				$\downarrow \alpha$	^{223}Ra 11.2	$\beta^- \downarrow$		^{228}Ra 6.7	$\nearrow \beta^-$	^{224}Ra 3.64	$\alpha \downarrow$			
87			$\downarrow \alpha$				^{223}Fr 21	$\nearrow \beta^-$				^{224}Fr 3.64	$\beta^- \downarrow$				
86			^{222}Rn 3.825				$\downarrow \alpha$	^{219}Rn 3.02 с	$\alpha \downarrow$				^{220}Rn 54.5	$\alpha \downarrow$			
85			^{218}At 2				$\downarrow \alpha$	^{215}At 10^{-4}	$\beta^- \downarrow$				^{216}At $3 \cdot 10^{-3}$	$\alpha \downarrow$			
84			^{218}Po $3.05 \cdot 10^{-3} \%$	$\beta^- \downarrow$	^{214}Po $1.5 \cdot 10^{-4}$	^{210}Po 1.384		^{215}Po $1.77 \cdot 10^{-4}$	$\beta^- \downarrow$	^{211}Po 0.52			^{216}Po 0.16	$\beta^- \downarrow$	^{212}Po $3 \cdot 10^{-7}$		
83			$\downarrow \alpha$	^{214}Bi 19.7	$\nearrow \beta^-$	^{210}Bi 5		$\downarrow \alpha$	^{211}Bi 2.16	$\downarrow \alpha$			$\downarrow \alpha$	^{212}Bi 60.5	$\beta^- \downarrow$	^{208}Pb 3.1	
82			^{214}Pb $26.8 \cdot 10^{-4} \%$	$\beta^- \downarrow$	^{210}Pb 19.4	^{206}Pb Стаб		^{211}Pb 36.1	$\beta^- \downarrow$	^{207}Pb Стаб			^{212}Pb 10.7	$\beta^- \downarrow$	^{208}Pb Стаб		
81			$\downarrow \alpha$	^{210}Th 1.32	$\nearrow \beta^-$	^{206}Tl 4.18		$\downarrow \alpha$	^{207}Tl 4.79	$\beta^- \downarrow$			^{208}Tl 3.1	$\beta^- \downarrow$			
				<i>a</i>					<i>б</i>				<i>в</i>				

Рис. 2.2. Схеми розпаду природних радіоактивних ізотопів, що утворюють родини: ^{238}U (а) ^{235}U (б) та ^{232}Th (в).

дозоутворювачу належить ^{210}Po – практично чистому α -випромінювачу з енергією 5,29 MeV і $T_{1/2}$ 138,4 діб.

В організм людини полоній в основному надходить з їжею. *Куріння підвищує надходження полонію в організм людини у багато разів* за рахунок того, що за температури згоряння тютюну радіонуклід переходить у летючий стан і надходить через легені. З димом від пачки цигарок людина за рахунок α -опромінення отримує дозу, яка у 4 рази перевищує допустиму і в 7–10 разів ту, що одержує некуряща людина.

При надходженні з їжею найбільша кількість полонію відкладається у нирках, крові, лімфатичних вузлах, шкіряних покривах (волосяні фолікули). При аеральному надходженні елемент накопичується і в легенях.

Відносячись до групи елементів, так званих *каталітичних отрут*, маючи дуже велику радіоактивність (у темноті можна бачити його світло-блакитне світіння), ^{210}Po є одним з найбільш токсичних радіонуклідів і відносно невеликі його кількості (декілька кБк на грам маси тіла) при одноразовому внутрішньочеревному і навіть підшкірному введенні викликають гостру променеву хворобу тварин з наступною загибеллю. Хронічне надходження ізотопу в організм може призводити до різноманітних непухлинних і пухлинних радіаційних патологій, зокрема раку легень.

Полоній відноситься до найменш розповсюджених елементів. Вміст його у земній корі не перевищує $2 \cdot 10^{-15}\%$ і він мало вивчений.

Радон. Безколірний важкий (у 7,5 разів важчий за повітря) інертний газ. Відомі чотири природних ізотопи радону: ^{218}Rn , ^{219}Rn (актинон), ^{220}Rn (торон) і ^{222}Rn . Два останніх з $T_{1/2}$, відповідно, 54,5 с і 3,83 діб є основними, що формують природну радіоактивність атмосферного повітря і до половини дози опромінення людини природними джерелами іонізуючої радіації. При цьому внесок в дозу ^{222}Rn у 20 разів більший за ^{220}Rn .

Природний радон утворюється в радіоактивних рудах і постійно надходить в атмосферу і гідросферу. Відносно багато його містять деякі мінерали, що використовуються у якості будівельних матеріалів – в першу чергу вулканічні породи граніт і пемза, деякі глиноземи, відходи фосфорних руд, доменні шлаки та деякі інші що використовувались при виготовленні бетону, будівельних блоків. Було виявлено, що у будівлях з цих матеріалів кількість радону може у сотні і навіть тисячі разів перевищувати середню його концентрацію у зовнішньому повітрі.

Природно, що найбільша кількість радону спостерігається у приземному шарі і тому основним шляхом надходження до організму людини є аеральний. Він легко розчиняється у крові і відносно рівномірно розподіляється по всьому тілу. При надходженні з їжею (споживання радонової води) переважно накопичується у ШКТ, жировій тканині і мозку.

Виведення радону з організму, незалежно від шляху надходження, переважно здійснюється через легені і досить швидко. До 90% його кількості, що надійшла, виділяється з організму вже протягом години.

Деякі характеристики радіонуклідів, що утворюють родини, та тих, які виникають при їх розпаді, наведені у табл. 2.1.

2.1. Характеристики випромінювань природних радіонуклідів, що утворюють родини, а також деяких радіонуклідів, які виникають при їх розпаді

Радіонуклід	Період піврозпаду	Переважаюче випромінювання	Енергія, MeV
²⁰⁷ Tl	4.77 хв.	β	0.537
²¹⁰ Po	138.4 доби	α	5.290
²¹⁰ Pb	19.4 роки	β	0.018
²¹⁴ Bi	19.9 хв.	α β	4.313 0.648
²¹⁸ At	2 с	α	4.270
²²⁰ Rn	55.6 с	α	6.280
²²² Rn	3.8 доби	α	5.490
²²³ Fr	21.8 хв.	β	0.391

^{226}Ra	1620 років	α	4.860
^{227}Ac	21.7 роки	α β	4.900 0.460
^{232}Th	$1.41 \cdot 10^{10}$ років	α	4.070
^{234}Pa	6.7 год.	β	0.422
^{235}U	$7.1 \cdot 10^8$ років	α	4.470
^{238}U	$4.5 \cdot 10^9$ років	α	4.260

2.1.2. Радіонукліди позародинні, або такі, що не утворюють родин

Ця група включає ізотопи хімічних елементів, котрі звичайно вважаються не радіоактивними, так як відносна кількість радіоактивних ізоотопів у них складає, як правило, дуже незначну частку. До них у першу чергу відносяться ізотопи калію – ^{40}K , кальцію – ^{48}Ca , рубідію – ^{87}Rb , цирконію – ^{96}Zr , лантану – ^{138}La , самарію – ^{147}Sm , лютецію – ^{176}Lu (табл. 2.2). В усіх викопних органічних та органо-мінеральних породах що містять вуглець, присутній радіоактивний ізоотоп ^{14}C . Але звичайно його відносять до радіонуклідів космогенного походження. Основний внесок у природну радіоактивність з ізоотопів цієї групи вносить ^{40}K , кількість котрого у суміші ізоотопів калію складає лише 0.012% (^{39}K і ^{41}K – 93.22 і 6.77%, відповідно).

Періоди піврозпадів ізоотопів цієї групи також дуже великі. Саме їх разом з радіоактивними елементами родоначальниками родин відносять до *первинних природних радіонуклідів*, котрі виникли разом з Землею, вважаючи *вторинними радіонуклідами* продукти їх розпаду – вже згадані радіоактивні ізотопи радону, полонію, радію та інші, а також космогенні радіонукліди.

Основні дозоутворюючі радіонукліди

Калій-40. Калій – сріблясто-білий блискучий метал з групи лужних зі щільністю $0,86 \text{ г}\cdot\text{см}^{-3}$ і температурами плавлення і кипіння, відповідно, 63 і 776°C . Природний калій складається з трьох ізоотопів: двох стабільних – ^{39}K (93,08%) і ^{41}K (6,91%) і радіоактивного ^{40}K (0,01%) з $T_{1/2}$ $1,32 \cdot 10^9$ років, який є β - і γ -випромінювачем з енергіями, відповідно, 1,325 і 1,459 МеВ. ^{40}K надходить до організму з їжею і водою. Він практично повністю

всмоктується в ШКТ і рівномірно розподіляється в органах і тканинах. Половина його відкладається у м'язах. $T_{П/В}$ з м'язів, селезінки, печінки, мозку людини у середньому складає 58 діб, коливаючись від 40 діб для м'язів до 80 діб для печінки. Для скелета ця величина складає 140 діб.

За деякими даними на частку ^{40}K відноситься до половини дози внутрішнього опромінення живих організмів, в т.ч. людини.

Рубідій-87. Рубідій - сріблясто-білий блискучий метал з групи лужних зі щільністю $1,53 \text{ г}\cdot\text{см}^3$ і температурами плавлення і кипіння, відповідно, 39 і 686°C . Природний рубідій складається з двох ізотопів: стабільного ^{85}Rb (72,15%) і радіоактивного ^{87}Rb (27,85%) з $T_{1/2} 6,15 \cdot 10^{10}$ років, який, як і калій, є β - і γ -випромінювачем з енергіями, відповідно, 0,275 і 0,394 MeV, тобто значно м'якшим за ^{40}K .

Біологічна роль рубідію як елемента не відома. Будучи хімічним аналогом калію, він надходить до організму разом з ним, рівномірно розподіляючись по органам і тканинам, вносячи певну частку до додаткового їх опромінення.

2.2. Характеристики випромінювань природних радіонуклідів, що не утворюють родини

Радіонуклід	Період піврозпаду, років	Переважаюче випромінювання	Енергія, MeV
^{40}K	$1.28 \cdot 10^9$	β γ	1.325 1.459
^{48}Ca	$1 \cdot 10^{16}$	β	0.077
^{87}Rb	$6.15 \cdot 10^{10}$	β γ	0.275 0.394
^{96}Zr	$6.2 \cdot 10^{16}$	β	3.400
^{115}In	$6 \cdot 10^{14}$	β	0.630
^{124}Sn	$1.5 \cdot 10^{17}$	β	1.500
^{130}Te	$1.4 \cdot 10^{21}$	β	0.226
^{138}La	$7 \cdot 10^{10}$	γ	0.535
^{147}Sm	$1.05 \cdot 10^{11}$	α	4.500
^{150}Nd	$5 \cdot 10^{10}$	β	0.011

^{176}Lu	$2.4 \cdot 10^{10}$	β γ	0.215 0.180
^{180}W	$2.2 \cdot 10^{17}$	β γ	0.4-3.2 0.270
^{187}Re	$4 \cdot 10^{12}$	β	0.040
^{209}Bi	$2.7 \cdot 10^7$	β	3.150

Кальцій-48. Ковкий сріблясто-білий метал з групи лужноземельних зі щільністю $1,5 \text{ г·см}^{-3}$ і температурами плавлення та кипіння, відповідно 850 і 1490 °С. Природний кальцій складається з п'яти стабільних ізотопів з масовими числами 40, 42-44, 46, серед яких основним за вмістом є ^{40}Ca (96,94%), і одного радіоактивного ^{48}Ca (0,187%). Цей ізотоп – м'який, тобто низько енергетичний, β -випромінювач з енергією лише 0,077 MeV і величезним $T_{1/2}$ у $1 \cdot 10^{16}$ років. Він настільки слабкий випромінювач, що до останніх років його відносили до стабільних ізотопів. Проте, враховуючи біологічну роль кальцію, особливо у хребетних, внесок його у дозу опромінення не можна відкидати.

Основний шлях надходження кальцію в організм – з їжею і водою. Основний орган депонування – скелет, у якому накопичується 40–70% радіоактивного кальцію. Решта відкладається у м'язах і печінці. З віком засвоюваність кальцію знижується. $T_{п/в}$ з м'яких тканин складає 58 діб, зі скелету – 7000 діб.

2.1.3. Космогенні радіонукліди

Космогенні радіоактивні ізотопи виникають в основному в атмосфері Землі при взаємодії високо енергетичного *космічного випромінювання* з ядрами водню, літію, берилію, вуглецю, азоту, кисню, натрію, алюмінію, фосфору, хлору, аргону та деяких інших відносно легких елементів.

Космічне випромінювання складається з галактичного та сонячного. У ньому виділяють також первинне та вторинне випромінювання. Первинне космічне випромінювання являє собою потік частинок високих енергій, що надходять на Землю з міжзоряного простору. Воно складається переважно з

протонів – ядер водню (приблизно 79%) та α -частинок (близько 20%). У незмірно менших кількостях у ньому присутні нейтрони, електрони, фотони, ядра деяких легких та важких елементів.

Основна частка первинного космічного випромінювання виникає у межах нашої Галактики внаслідок ядерних і термоядерних процесів, що супроводжують виверження та випаровування матерії при зоряних вибухах та виникненні наднових зірок. На думку деяких дослідників його джерелом періодично під час своєї активності можуть ставати так звані „чорні діри” області всесвіту з надзвичайно високим гравітаційним тяжінням. Це і є саме *галактичне випромінювання*. При сонячних спалахах виникає *сонячне випромінювання*.

Середня енергія космічного випромінювання складає 10^9 еВ, хоча енергія окремих його видів може досягати 10^{17} - 10^{21} еВ. Припускається, що останні види мають позагалактичне проходження – надходять з метagalaktики, набуваючи таких високих енергій за рахунок багатократного прискорення у перемінних електромагнітних полях різних небесних тіл, у хмарах космічного пилу, в оболонках нових та наднових зірок.

Сонячне космічне випромінювання має у порівнянні з галактичним більш низькі енергії – до $4 \cdot 10^{10}$ еВ. Тут можна відзначити для порівняння, що рентгенівське та γ -випромінювання, з котрим переважно працюють радіобіологи, має енергії, відповідно, $0,12-12,00 \cdot 10^3$ та $1,2-5,0 \cdot 10^6$ еВ.

Вік галактичного сонячного випромінювання, тобто час його проходження з Галактики до Землі складає до 10^6-10^7 років. Цим пояснюється практично повна відсутність у його складі нейтронів, котрі виникають у великих кількостях при всіх ядерних процесах, але за цій час встигають розпастися. Низький вміст електронів і фотонів у складі галактичного випромінювання пов'язаний з їх поглинанням космічним пилом у галактичному просторі.

Вторинне космічне випромінювання виникає внаслідок взаємодії високо енергетичного первинного з ядрами нуклідів, що входять до складу атмосфери. Воно складається практично з усіх відомих на теперішній час елементарних частинок – протонів, електронів, нейтронів, фотонів, піонів, мюонів, мезонів та багатьох інших. Їх енергія також достатньо висока для того, щоб індукувати подальші ядерні перетворення.

Під впливом сил гравітації та атмосферних опадів радіонукліди, що виникли внаслідок цих перетворень, надходять на поверхню Землі. В першу чергу до них відносять ізотопи ^3H , ^{10}Be , ^{14}C , ^{22}Na , ^{26}Al , ^{32}P , ^{36}Cl .

Саме космогенні радіонукліди разом з газоподібними радіоактивними продуктами розпаду урану та торію, у першу чергу радоном, визначають радіоактивність атмосфери.

Періоди піврозпаду більшості відзначених космогенних радіонуклідів досить великі і вимірюються роками–тисячоліттями (табл. 2.3). Проте серед них багато й таких, періоди піврозпаду котрих вимірюються секундами і навіть мікросекундами. Їх вивчення має в основному лише теоретичне значення, допомагаючи зрозуміти механізми виникнення й перетворення одних ізотопів і елементів в інші.

2.3. Характеристики випромінювань деяких космогенних радіонуклідів, що утворюються в атмосфері під впливом космічної радіації

Радіонуклід	Період піврозпаду	Переважаюче випромінювання	Енергія, МеВ
^3H	12.34 роки	β	0.019
^{10}Be	$2.4 \cdot 10^6$ років	β	0.555
^{14}C	5730 років	β	0.155
^{22}Na	2.6 роки	β^+	0.545
^{26}Al	$7.4 \cdot 10^5$ років	β^+	1.165
^{28}Mg	21.2 год.	β	0.460
^{32}Si	700 років	β	0.210
^{32}P	14.3 доби	β	1.710
^{35}S	87.1 доби	β	0.167

^{36}Cl	$4.4 \cdot 10^5$ років	β	0.714
^{39}Ar	270 років	β	0.565

Основні дозоутворюючі радіонукліди космогенного походження

Водень-3. Водень – горючий газ. Хоча в природі зустрічається переважно у форми води і органічних сполук, до складу яких входить у порівняно великих кількостях. Природний водень - складається з трьох ізотопів: двох стабільних ^1H – протій і ^2H – дейтерій і одного радіоактивного ^3H – тритій. Співвідношення $^1\text{H} : ^2\text{H}$ складає 6700 : 1, а $^1\text{H} : ^3\text{H} = 10^{18} : 1$. Тритій виникає у верхніх шарах атмосфери внаслідок взаємодії нейтронів вторинного космічного випромінювання з ядрами атомів азоту, а також розщеплення різних елементів космічним випромінюванням. Це м'який β -випромінювач з енергією 0,019 MeV і $T_{1/2}$ 12,34 років. Його пробіг у воді і, відповідно, тканинах організму складає лише 1 мкм.

До організму тритій в основному надходить аеральним шляхом з парами тритієвої води і газоподібним тритієм. Легко ці продукти проникають і через шкіру. Тритієва вода може надходити і через ШКТ. Незалежно від шляху надходження тритій рівномірно розподіляється по організму. Проте в організмі він існує у двох формах – вільної тритієвої води і органічно зв'язаного тритію, тобто такого, що хімічно зв'язується з органічними речовинами тканин. $T_{п/в}$ першої складає 9,7 діб, другого – від 30 до 450 діб залежно від речовини. Виведення здійснюється переважно через нирки, легені, ШКТ, потові залози.

Уражуюча дія тритію визначається біологічною значимістю молекул, у які він включається. Особливо небезпечним є можливе його включення в молекули нуклеїнових кислот.

Вуглець-14. Малоактивний газ. Хоча зустрічається і у формі твердих сполук (графіт, алмаз, вугілля). Входить до складу органічних сполук. В основному природний вуглець складається з двох стабільних ізотопів: ^{12}C

(98,992%) і ^{13}C (1,108%). Проте відомі 6 радіоактивних ізотопів, найбільше значення з точки зору формування дози природного фону належить ^{14}C . Його кількість у природній суміші ізотопів вуглецю складає лише $1 \cdot 10^{-10}\%$. Це β -випромінювач з енергією 0,155 MeV і $T_{1/2}$ 5730 років. Він постійно виникає у нижніх шарах стратосфери в результаті дії нейтронів космічного випромінювання на ядра азоту.

В процесі фотосинтезу ^{14}C засвоюється рослинами і до організму людини надходить з їжею. Внесок інгаляційного шляху не перевищує 1%. В той же час виводиться з організму через легені у формі $^{14}\text{CO}_2$. Надійшовши у ШКТ з органічними сполуками ізотоп практично миттєво переходить у систему кровообігу і більш-менш рівномірно розподіляється по організму. Проте, максимальні його кількості реєструються у печінці, нирках і легенях.

Уражаюча дія ^{14}C , як і тритію, визначається біологічною значимістю молекул, у які він включається. Проте енергія його випромінювання у багато разів вища (пробіг β -частинок в тканині досягає 400 мкм), і при включенні в молекулу ДНК він може викликати генні мутації другого і третього порядків, пов'язаних зі зміною хімічної структури кодонів. Такі ураження практично не відновлюються системою репарації, тобто є незворотними.

2.1.4. Вміст природних радіонуклідів у навколишньому середовищі

Вміст радіонуклідів у земній корі і, відповідно, воді варіює у дуже широких межах, що визначається, головним чином, їх вмістом у земних породах. Осадкові породи – глини, вапняки, вугілля, як правило, слаборадіоактивні. Виверженні гірські породи – граніти, базальти містять значно більші кількості радіоактивних елементів. Дуже багаті на торій і радій так звані монацитові піски, основу яких складає мінерал монацит – фосфати рідко земельних елементів переважно церієвої групи. Відомі і радіоактивні водні джерела.

Природні радіонукліди ділять також на легкі та важкі. У групу *важких природних радіонуклідів* виділяють у зв'язку з високою радіотоксичністю

нукліди радіоактивних родин – радіоактивні елементи і ізотопи атомною масою більше 200. Решта віднесена до *легких природних радіонуклідів*. Вміст найбільш значимих з них у ґрунтах, рослинах і організмі тварин наведено у таблиці 2.4.

Масова кількість природних радіоактивних елементів, як і радіоактивних ізотопів звичайних елементів, у земній корі, а, відповідно, у воді, рослинах, тваринах, дуже мала. Так, вміст у ґрунтах радію складає $1-13 \cdot 10^{-11}\%$, урану – $2.6-4 \cdot 10^{-4}\%$, торію – $5-12 \cdot 10^{-4}\%$. Невелика і кількість радіоактивних ізотопів стабільних елементів. Так, вміст у ґрунті ^{14}C варіює в межах $1-30 \cdot 10^{-9}\%$, ^{40}K – $1-5 \cdot 10^{-4}\%$. Вміст ^3H у воді складає приблизно 10^{-18} частку по відношенню до водню.

2.4. Вміст деяких природних радіонуклідів в ґрунтах, рослинах і тваринах, Бк/кг (Р.М. Алексахін, 1992)

Об'єкт	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th	^{238}U
Ґрунти (0–25 см)	90–720	2–2500	7–50	10–50
Рослини	95–500	$1.9 \cdot 10^{-2}-0.5$	$4 \cdot 10^{-3}$	$2.4-6.0 \cdot 10^{-3}$
Тварини (м'язи)	70	$1.6-7.4 \cdot 10^{-2}$	$4 \cdot 10^{-3}$	$4.9 \cdot 10^{-3}-1.2 \cdot 10^{-2}$

2.1.5. Природний радіаційних фон

Природні джерела іонізуючих випромінювань утворюють на Землі відносно постійне радіаційне поле. Це і є так званий *природний радіаційний фон* – рівень іонізуючого випромінювання на поверхні Землі, у приземному шарі атмосфери та інших об'єктах навколишнього середовища, який формується за рахунок випромінювання природних радіонуклідів та космічного випромінювання. Це та природна радіаційна обстановка, у котрій, меншою мірою останні мільйони років, існувало й розвивалося усе живе на нашій планеті.

У різних регіонах Землі потужність природного радіаційного фону (ПРФ) в основному варіює в межах від 0,05 до 0,15 мкЗв/год⁻¹, складаючи у середньому 0,1 мкЗв/год⁻¹, тобто приблизно 10 мкР/год. Внесок у нього космічного випромінювання, який дещо залежить від широти місцевості, на рівні моря більш-менш постійний – 0,01–0,03 мкЗв/год⁻¹. Решта, яка визначається випромінюванням природних радіонуклідів, варіює у більш широких межах, так як залежить від їх вмісту у поверхневих шарах земної кори.

Існує небезпідставна точка зору, що ПРФ є одним з головних факторів природного мутагенезу, який грає ведучу роль в еволюції живих організмів, а також однією з причин виникнення злоякісних новоутворень та спадкових хвороб.

Вважається, що з початку 19 століття ПРФ у багатьох країнах і континентах зростає. Це стало наслідком діяльності людини та активної індустріалізації господарства, котра призвела до надходженню з надр Землі на поверхню і у довкілля разом з такими корисними копалинами як кам'яне вугілля, нафта, будівельні матеріали, руди металів, мінеральні добрива великої кількості природних радіоактивних речовин.

Наприклад, у середині 20-го століття у великих містах і промислових центрах спостерігалось 50-кратне збільшення кількості ²²⁶Ra, котрий, як єдине на той час джерело γ-випромінювання, використовувався в медицині, виготовлення світних фарб та деяких інших цілей. У місцях видобутку багатьох корисних копалин, аж ніяк не радіоактивних руд, як правило, спостерігається зростання у декілька разів кількості багатьох природних радіонуклідів – тих же ²²⁶Ra, ²³⁸U, ²³²Th. У радіусі декількох десятків кілометрів від теплових електростанцій, особливо працюючих на кам'яному вугіллі, реєструється збільшення у середовищі вмісту не тільки ¹⁴C, але й ⁴⁰K, ²³⁸U, ²²⁶Ra, ²¹⁰Pb, ²¹⁰Po та інших природних радіонуклідів. Зростає вміст ⁴⁰K при внесенні у ґрунт калійних добрив, урану – при внесенні фосфорних

добрив, так як поклади фосфоритів містять, як правило, у високих кількостях ^{238}U та продукти його розпаду. Підвищення рівня іонізуючого випромінювання за рахунок природних радіонуклідів, що спостерігається за такої діяльності людини, називається техногенно-підсиленим природним радіаційним фоном.

2.1.6. Природні радіонуклідні аномалії

Природні радіонуклідні аномалії – це місця скупчення природних радіонуклідів (звичайно урану, торію та продуктів їх розпаду), де рівень радіаційного фону у багато разів перевищує звичайний.

На Землі найбільш відомими радіонуклідними аномаліями є м. Рамсер, що в Ірані (радіаційний фон досягає $5\text{--}10 \text{ мкЗв/год}^{-1}$, штат Керала в Індії (до 1 мкЗв/год^{-1}), міста Гуарапуава та Посус-ди-Кандас в Бразилії ($1\text{--}2 \text{ мкЗв/год}^{-1}$). На території колишнього СРСР провінцій з такою високою радіоактивністю немає, але є місця, де радіаційний фон досягає $0,5\text{--}0,6 \text{ мкЗв/год}^{-1}$. Це - район озера Іссик-Куль у Киргизії, район біля міста Навої в Узбекистані, біля міста Шевченко у Казахстані, деякі регіони на Південному Уралі, район міста Ухта в Росії.

В Україні чітко виражених природних радіонуклідних аномалій немає. Але у її східній частини вздовж Дніпра проходить Український кристалічний щит, який займає майже третину території країни, – вулканічна порода, насичена природними радіоактивними елементами – ураном та продуктами його розпаду. Там, де ведеться видобуток урану та звичайні гранітні розробки такі аномалії виникли. Найбільш відома з них знаходиться у районі міста Жовті Води Дніпропетровської області, деякі місця у Кіровоградській, Житомирській, Донецькій областях.

У теперішній час радіаційний фон у більшості регіонів на території України за межами прямого впливу аварії на Чорнобильській АЕС коливається в основному в межах $0,10\text{--}0,18 \text{ мкЗв/год}^{-1}$ (до аварії він складав $0,05\text{--}0,10 \text{ мкЗв/год}^{-1}$, або $5\text{--}10 \text{ мкР/год}$. Збільшення потужності радіаційного

фактору зумовлене надходженням у навколишнє середовище довгоживучих штучних радіонуклідів і у даній ситуації треба оперувати поняттям не природний радіаційний фон, а просто радіаційний фон.

2.2. Штучні радіонукліди

Як згадувалося на початку розділу, штучні радіоактивні ізотопи утворюються під час ядерних реакцій, що відбуваються при вибухах атомної зброї і в ядерних реакторах і при бомбардуванні (опроміненні) ізотопів нерадіоактивних елементів частинками високих енергій від декількох мільйонів до десятків мільярдів електрон-вольт: α -частинками, нейтронами, протонами, зарядженими частинками на ядерних реакторах, прискорювачах легких частинок та важких іонів.

Характеристики випромінювань деяких штучних радіонуклідів, що найбільш часто використовуються у наукових дослідженнях, наведені у таблиці 2.5.

Основні дозоутворюючі штучні радіонукліди

Стронцій-90. Ковкий сріблясто-білий метал з групи лужноземельних зі щільністю $2,6 \text{ г см}^{-3}$ і температурами плавлення та кипіння, відповідно 770 і 1357°C . Природний стронцій складається з чотирьох стабільних ізотопів: ^{84}Sr (0,56%), ^{86}Sr (9,86%), ^{87}Sr (7,02%) і ^{88}Sr (82,56%). При реакції поділу урану в ядерних реакторах виникає 19 штучних ізотопів з масовими числами 77–83, 85, 89–99. Переважна більшість їх короткоживучі. Практичне значення мають ізотопи ^{89}Sr і ^{90}Sr з $T_{1/2}$, відповідно, 50,5 діб і 29 років і енергіями β -випромінювання 1,463 і 0,544 МеВ.

2.5. Характеристики випромінювань деяких штучних радіонуклідів

Радіонуклід	Період піврозпаду	Переважаюче випромінювання	Енергія, МеВ
^{32}P	14.3 доби	β	1.710
^{35}S	87.1 доби	β	0.167

⁴² K	12.36 год.	β	
⁴⁵ Ca	163 доби	β	
⁵⁴ Mn	312.3 доби	γ	0.830
⁵⁹ Fe	45.1 доби	β γ	1.560 1.290
⁶⁰ Co	5.272 роки	β γ	1.478 1.330
⁶⁵ Zn	244.1 доби	β γ	0.325 1.110
⁸⁹ Sr	50.5 доби	β	1.463
⁹⁰ Sr	29 років	β	0.544
⁹³ Zr	64.05 доби	β γ	0.890 0.756
⁹⁵ Nb	35.1 доби	β	0.160
¹⁰⁶ Ru	368.2 доби	β	0.039
¹³¹ I	8.04 доби	β γ	0.608 0.723
¹³⁴ Cs	2.06 роки	β γ	0.512 1.367
¹³⁷ Cs	30.17 роки	β γ	0.520 0.662
¹⁴⁰ Ba	12.78 доби	β γ	1.010 0.537
¹⁴⁰ La	40.22 год.	β γ	2.200 2.520
¹⁴⁴ Ce	284.3 доби	β γ	0.320 0.134
¹⁴⁴ Pr	17.3 хв.	β γ	2.994 2.650
²³⁷ Np	2.14·10 ⁶ років	α	4.787
²³⁹ Pu	2.41·10 ⁴ років	α	5.580
²⁴¹ Am	432.8 роки	α	5.570
²⁴² Cm	163 доби	α	6.200

У навколишнє середовище ізомери стронцію надходять з продуктами ядерного поділу при випробуваннях атомної зброї, викидами підприємств ядерної енергетики, в результаті аварій на останніх.

Біологічна роль стронцію як елемента не відома. Будучи хімічним аналогом кальцію, він надходить до організму разом з ним з їжею і водою.

При радіоактивних випаданнях може надходити через легені та шкіру. Основний орган депонування – скелет, у якому накопичується 40–70% радіоактивного стронцію. Решта відкладається у м'язах, печінці, нирках. З віком засвоюваність стронцію, як і кальцію, знижується.

З організму виводиться через кишечник та нирки. Виділяють декілька $T_{П/В}$ радіостронцію з організму: з м'яких тканин він складає 2,5–8,5 діб, для основної частини зі скелету – 90–154 доби, 15% зі скелету виводиться дуже довго – $T_{П/В}$ вимірюється десятками років. Внесок ^{89}Sr , а особливо довгоживучого, ^{90}Sr до додаткового опромінення організму може бути дуже значним.

Йод-131. Тверда чорно-сіра речовина з металічним блиском зі щільністю $4,94 \text{ г/см}^3$, хоча належить до неметалів, зі специфічним запахом, відноситься до галогенів. Природний йод представлений стабільним ізотопом ^{127}I . Температури плавлення і кипіння складають, відповідно, $113,5$ і $184,4^\circ\text{C}$. Важливою властивістю йоду є здатність до сублімації – переходу з твердого стану до газоподібного при кімнатній температурі.

Відомі 26 штучних радіоактивних ізотопів. Найбільший практичний інтерес мають ізотопи ^{129}I , ^{131}I , ^{132}I та ^{133}I , які виникають за реакцій поділу урану і плутонію. З них найбільший $T_{1/2}$ – 8,04 доби має ^{131}I . При ядерних вибухах радіоактивні ізотопи йоду складають значну частину активності „молодих” продуктів поділу і являються одними з основних компонентів радіоактивного забруднення навколишнього середовища.

До організму людини йод в основному надходить інгаляційним шляхом та з їжею, переважно з молоком, свіжими молочними продуктами, листовими овочами. У хребетних тварин він входить до складу ферментів щитоподібної залози тироксину і трийодотиронину, які мають багатосторонню дію на процеси росту, розвитку і обміну речовин в організмі. Накопичення радіоактивних ізотопів йоду в залозі, в якій відкладається до 70% усього йоду, що надійшов до організму, може утворювати осередки

потужного її опромінення, призводячи до різних захворювань, аж до раку. У дітей дози опромінення можуть в 2–10 разів перевищувати дози дорослих. З організму йод переважно виводиться через нирки. $T_{П/В}$ з щитоподібної залози складає 120 діб.

Цезій-134 і -137. Цезій – сріблясто-жовтуватий блискучий метал з групи лужних зі щільністю $1,87 \text{ г/см}^3$ і температурами плавлення і кипіння, відповідно, 29 і 670°C . Природний цезій представлений стабільним ізотопом ^{133}Cs . При поділу урану в ядерних реакторах виникає 23 штучних ізотопів з масовими числами 123–133 і 134–144. Переважна більшість їх короткоживучі. Практичне значення мають ізотопи ^{134}Cs і ^{137}Cs з $T_{1/2}$, відповідно, 2,06 і 30,17 років і енергіями β -випромінювання 0,512 і 0,520 та γ -випромінювання – 1,367 і 0,662 MeV.

У навколишнє середовище ізотопи цезію надходять з продуктами ядерного поділу при випробуваннях атомної зброї, викидами підприємств ядерної енергетики, в результаті аварій на останніх.

Біологічна роль цезію як елемента не відома. Будучи, як і рубідій, хімічним аналогом калію, він надходить до організму разом з ним, рівномірно розподіляючись по органам і тканинам. Проте внесок ^{134}Cs і ^{137}Cs до додаткового опромінення організму може бути дуже значною.

У зв'язку з порівняно швидким виведенням з організму (як і калію) в умовах хронічного надходження ізотопів ^{134}Cs і ^{137}Cs вони депонуються в організмі до певного рівня, який у різних організмів залежить від швидкості обміну речовин. У мишей кратність накопичення складає 3, у щурів – 17, у кролів – 20, у собак – 30, тобто в організмі може затримуватися у 30 разів більше ізотопу, ніж надходить з раціоном щодобово. Виводяться ^{134}Cs і ^{137}Cs з організму в основному через нирки. $T_{П/В}$ з м'язів ссавців вимірюється десятками діб і суттєво залежить від віку.

При надходженні в організм ^{134}Cs і ^{137}Cs у великих кількостях можуть розвинути всі форми променевої хвороби.

Плутоній. Сріблясто-білий метал зі щільністю $19,8 \text{ г.см}^{-3}$, температурами плавлення і кипіння, відповідно, 639 і 3235°C . Вперше був одержаний у штучних умовах. Відомі радіоактивні ізотопи плутонію з масовими числами 232 – 246 . Практичне значення мають ^{238}Pu і ^{239}Pu з середніми енергіями α -випромінювання, відповідно, $5,58$ і $5,23 \text{ MeV}$ та періодами піврозпаду років. Вихід м'якого (низько енергетичного) β - і γ -випромінювання відносно незначний. Велике значення належить також ізотопу ^{241}Pu , котрий, будучи м'яким β -випромінювачем ($T_{1/2}$ 15 років), переходить в α -випромінюючий ізотоп ^{241}Am .

Джерелами надходження плутонію у навколишнє середовище є випробування ядерної зброї, атомні електростанції, аварії на підприємствах ядерної енергетики. Перехід плутонію з ґрунту в рослини дуже низький – коефіцієнти накопичення (K_{H}) для різних видів складають лише 1 – $15 \cdot 10^{-4}$ (для цезію і стронцію на 2 – 3 порядки більше). Тому його надходження в організм людини з їжею незначне. Значно більше його надходить через органи дихання з забрудненим пилом. При надходженні в організм тварин і людини депонується головним чином у скелеті і печінці (приблизно порівну), з котрих виводиться дуже повільно з сечею і калом – $T_{\text{П/В}}$ з кісток складає приблизно 200 років.

Америцій. Штучний елемент за атомним номером 95, відноситься до актиноїдів. Тягучий і ковкий сріблясто-білий метал зі щільністю $13,7 \text{ г.см}^{-3}$, температурами плавлення і кипіння, відповідно, 1179 і 2607°C . Відомі радіоактивні ізотопи з масовими числами 232 , 234 – 247 . Найбільше практичне значення має ізотоп ^{241}Am – переважно α -випромінювач з середньою енергією $5,57 \text{ MeV}$ та $T_{1/2}$ 432,8 років. Супроводжує β - і γ -випромінювання відносно м'яке. ^{241}Am є продуктом β -розпаду ^{241}Pu , велика кількість якого була викинута у довкілля внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. За деякими прогнозами максимальний вміст ^{241}Am у навколишньому середовищі буде

досягнутий у 2059 р. і в 40 разів перевищить його надходження при аварії в 1986 р.

Джерелами надходженні америцію у навколишнє середовище, як і плутонію, є випробування ядерної зброї, атомні електростанції, аварії на певних підприємствах ядерної енергетики і вміст його у довкіллі постійно зростає. На відміну від плутонію сполуки америцію мають значно більшу розчинність і, відповідно, вищу міграційну здатність в об'єктах навколишнього середовища. K_H америцію рослинами на 1–2 порядки перевищує такий для плутонію, що робить його дуже небезпечним для людини.

При надходженні америцію до організму людини з їжею основна його кількість відкладається у скелеті і печінці, невелика частка у нирках. Навіть за аерального надходження радіонуклід швидко переміщується з легень у кров і далі у скелет і печінку. Виводиться з організму переважно з калом, швидкість виведення залежить від місця локалізації і для тварин-ссавців $T_{ПВ}$ коливається від декілька сотень діб для м'яких органів до десятків років для кісток.

Але основними джерелами штучних радіонуклідів у навколишньому середовищі, відповідно, додаткових джерел випромінювання, є атомні вибухи, а також відходи та викиди підприємств ядерної енергетики.

2.2.1. Радіонукліди атомних вибухів

Величезна кількість радіоактивних ізотопів виникає при вибухах атомних бомб, котрих, починаючи з 1945 р., у світі було здійснено понад 2400 (543 наземних, 1876 підземних, 10 у космосі, деяка кількість підводних). *Атомна бомба* – це один з видів зброї вибухової дії з зарядом надзвичайно великої руйнівної сили, в основі котрого лежить саморозвиваюча *ланцюгова реакція* поділу урану ^{235}U або ^{239}Pu . Можливість виникнення та протікання такої реакції обумовлена тим, що при попаданні високоенергетичної

частинки, наприклад, природної космічної або штучно одержаної - нейтрону, в ядро ^{235}U або ^{239}Pu при його поділу виникає не один, а 2–3 нові нейтрони. Кожний з них також має енергію, здатну викликати поділ інших ядер. Наступне покоління нейтронів індукує поділ чергової групи ядер і так далі – реакція розвивається лавиноподібно (рис. 2.3). Так, якщо припустити, що у кожному поколінні виникає тільки по два нейтрони, котрі призводять до поділу нових ядер, то через 80 поділів реакція, яка почалася з одного попадання, за мільйонні частки секунди призведе до розпаду усіх ядер у 1 кг ^{235}U (приблизно 10^{20} атомів). Цей процес супроводжується виділенням величезної кількості енергії.

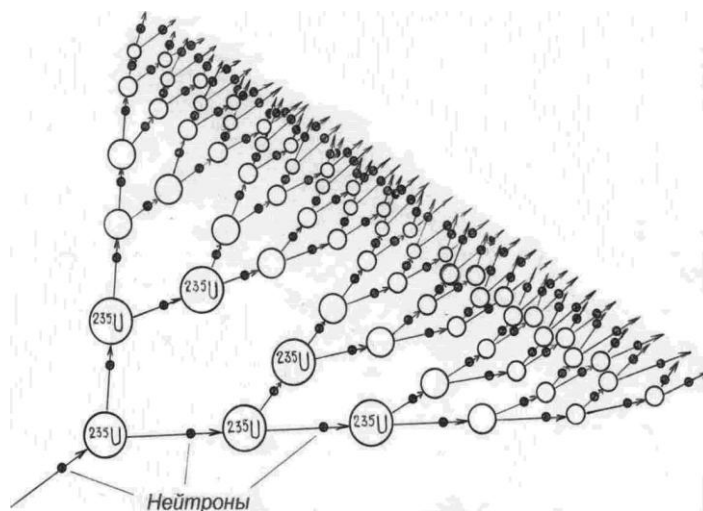


Рис. 2.3. Схема ланцюгової реакції в ^{235}U .

Звичайно не всі нейтрони, що виникають, викликають поділ ядер. Частина їх втрачається за межами об'ємної маси урану або плутонію. Якщо втрати дуже великі, то ланцюгова реакція розпочавшись зупиняється – затухає. Така імовірність тим вище, чим менша маса ті лінійні розміри речовини. Тому існує поняття *критичної маси* – найменша кількість речовини, що ділиться, при котрій може протікати само підтримуюча ланцюгова реакція поділу атомних ядер. Саме вона визначає величину ядерного заряду в атомній бомбі чи іншому виді атомної зброї – це приблизно 20–25 кг чистого ^{235}U або 4–8 кг ^{239}Pu .

Щоб вибух не відбувся випадково у непотрібний час в атомній бомбі ^{235}U чи ^{239}Pu розосереджується на дві чи більше частин. У потрібний момент за допомогою пристрою із звичайної вибухової речовини вся маса швидко збирається разом, що і призводить до ініціювання ланцюгової реакції і здійсненню атомного вибуху.

Природний уран, як вже згадувалось, являє собою суміш трьох ізотопів: ^{238}U , вміст котрого складає близько 99,3%, ^{235}U – приблизно 0,7% і ^{234}U – лише 0,006%. Ланцюгова ж ядерна реакція може відбуватись тільки у відносно чистому ^{235}U . Тому її здійснення передбачає спеціальне технологічне досить складне одержання (збагачення) 40–60%-го ^{235}U . Що стосується ^{239}Pu , то плутоній – це взагалі штучний елемент, котрий одержують з ^{238}U . У природі він виявлений лише у надзвичайно мізерних кількостях в уранових рудах. Отже, *ланцюгова ядерна реакція на Землі можлива тільки в штучних умовах.*

Вибух атомної бомби одночасно супроводжується дією дуже потужної повітряної хвилі, надзвичайно інтенсивного світлового випромінювання, яке супроводжується виділенням величезних кількостей тепла, та іонізуючого випромінювання з наступним випадінням радіоактивних речовин.

Під час ядерної реакції поділу ^{235}U або ^{239}Pu виникає декілька сотень різних радіоактивних ізотопів. Серед них виділяють три групи штучних радіонуклідів. Першу групу утворюють *радіонукліди, що виникають у реакціях поділу ядер* ^{235}U , ^{238}U , ^{239}Pu . Основні з них – це ^{89}Sr і ^{90}Sr , ^{95}Nb , ^{95}Zr , ^{103}Ru і ^{106}Ru , ^{129}I і ^{131}I , ^{134}Cs і ^{137}Cs , ^{140}Ba , ^{140}La , ^{141}Ce и ^{144}Ce . Другу групи складають *радіонукліди-продукти наведеної радіоактивації*, що виникають у результаті ядерних реакцій елементарних частинок (в основному нейтронів) з ядрами атомів стабільних елементів, що входять у склад конструктивних матеріалів корпусів боєголовок. Основні з них – ^{54}Mn , ^{55}Fe и ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{65}Zn . Третя група – *радіонукліди-ізотопи трансуранових елементів*, що виникають в результаті послідовних ядерних реакцій нейтронів і γ -випромінювань з

ядрами атомів речовини, що ділиться, і наступного радіоактивного розпаду надважких ядер, що виникають при цьому. Радіонукліди цієї групи в основному α -випромінювачі – ^{237}Np , $^{238-241}\text{Pu}$, ^{241}Am і ^{243}Am , $^{242-244}\text{Cm}$, характеризуються високою радіотоксичністю і великими періодами піврозпадів.

Втім, переважна більшість штучних радіонуклідів, що утворюються при вибуху, короткоживучі – і при випробуваннях бомб в атмосфері практично розпадаються, не встигнувши досягти поверхні Землі. За наступні 1,5–2 роки розпадається і переважна більшість середньоживучих. У радіоактивних випадіннях основне місце займають довго живучі ізотопи ^{90}Sr і ^{137}Cs з періодами піврозпадів, відповідно, 29 і 30 років, а також трансуранові елементи.

Згадана на початку цього підрозділу кількість атомних вибухів, що відбулася в світі, є, безперечно, суттєвим показником. Проте, кожний вибух вимірюється певною потужністю, яка варіює від 0,1 до 50 Мт. Сумарна потужність всіх вибухів, що були здійснені на нашій планеті, починаючи з 1945 р., склала близько 530 Мт. На рис. 3.4 наведена динаміка проведення випробувань атомної зброї і потужності вибухів по роках. Звертає на себе увагу зменшення кількості випробувань після 1963 р., як і типи випробувань. Саме в тому році був підписаний Московський договір про заборону випробувань атомної зброї в атмосфері, космічному просторі і під водою.

В цілому за рахунок випробувань атомної зброї в біосферу надійшла величезна кількість довгоживучих радіонуклідів штучного походження: ^3H – $2,4 \cdot 10^{20}$ Бк (це значно більше, ніж його є у природі), ^{14}C – $2,2 \cdot 10^{17}$ Бк, ^{90}Sr – $6 \cdot 10^{17}$ Бк, ^{95}Zr – $1,4 \cdot 10^{20}$ Бк, ^{106}Ru – $1,2 \cdot 10^{19}$ Бк, ^{137}Cs – $9,1 \cdot 10^{17}$, ^{144}Ce – $3 \cdot 10^{19}$ Бк, ^{239}Pu – $6,5 \cdot 10^{15}$ Бк. І хоча після припинення випробувань нові радіонукліди не виникають, довгоживучі старі залишаються і все живе на планеті, в тому числі і людина, піддається додатковому опроміненню іонізуючою радіацією, до якого, природно, ніяка екосистема не ще не встигла адаптуватись.

2.2.2. Радіонукліди ядерних реакторів

Певна частка у надходженні радіонуклідів у навколишнє середовище належить підприємствам ядерної енергетики. Їх робота передбачає добування уранової руди, її переробку у збагачене ^{235}U ядерне паливо, виготовлення *тепловиділяючих елементів (твелів)*, одержання енергії в атомних реакторах, переробку відпрацьованого палива для наступного використання – регенерацію і, нарешті, утилізацію та захоронення радіоактивних відходів. Ці операції складають так званий *ядерний паливний цикл (ЯПЦ)*.

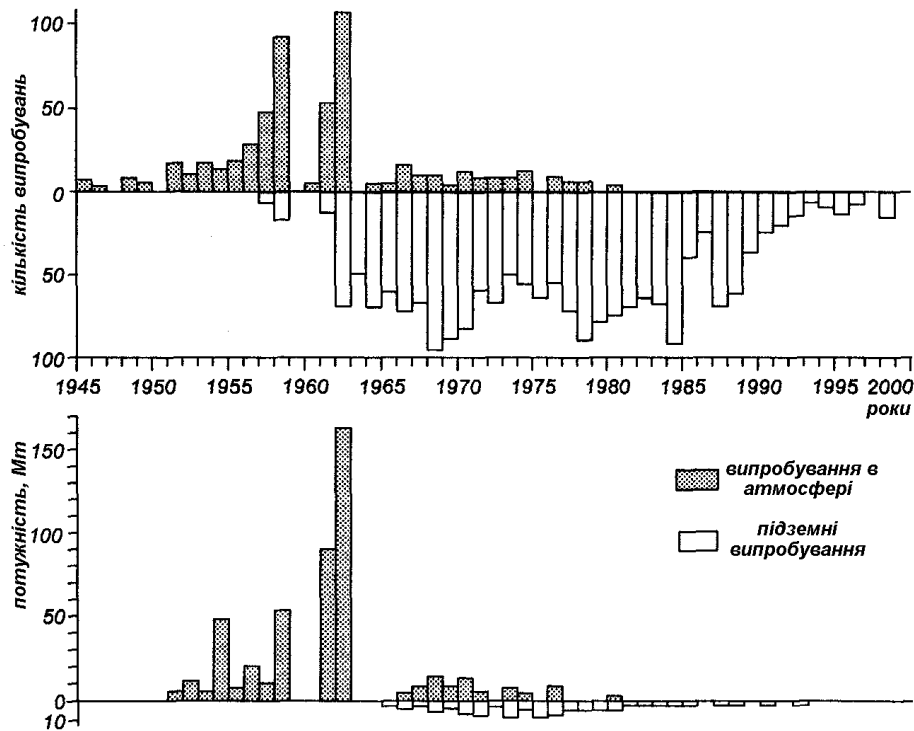


Рис. 2.4. Динаміка проведення випробувань атомної зброї в атмосфері і під землею і сумарної їх потужності по роках.

На всіх етапах цього циклу можливе надходження радіоактивних речовин у навколишнє середовище. Однак, імовірна інтенсивність дії радіаційного фактору на об'єкти біосфери неоднакова. На початкових етапах видобутку та переробки уранової сировини, а також виготовлення твелів, у навколишнє середовище можуть попадати лише природні продукти поділу

урану. Але на наступних етапах – під час роботи ядерних реакторів, переробки відпрацьованого палива, коли утворюються штучні радіонукліди, а також при зберіганні та захороненні радіоактивних відходів інтенсивність впливу радіаційного фактору може зростати.

В умовах ядерного реактору відбуваються практично ті ж самі реакції поділу ^{235}U , що і при вибуху атомної бомби, але у контрольованих умовах, котрі не дають розвиватись миттєвій ланцюговій реакції. Тому і радіоактивні продукти їх ідентичні. Найбільш небезпечні з них – це знову ж таки ^{90}Sr , ^{137}Cs і ізотопи трансуранових елементів, серед котрих перше місце посідає ^{239}Pu . За більш пізніми й точними оцінками у навколишнє середовище надійшло близько $1 \cdot 10^{17}$ Бк ^{137}Cs (майже половина його вмісту в активній зоні реактору), приблизно $8 \cdot 10^{15}$ Бк ^{90}Sr і більш як $1 \cdot 10^{14}$ Бк трансуранових елементів – $^{238-241}\text{Pu}$, ^{241}Am , $^{242-244}\text{Cm}$.

Проте під час роботи ядерних реакторів у навколишнє середовище можуть надходити газоподібні леткі радіоактивні ізотопи ^3H , ^{14}C , ^{85}Kr , ^{129}I та деякі інші. Однак, переважна їх частка уловлюється спеціальними фільтруючими системами. Радіоактивні відходи зберігаються в спеціально обладнаних місцях. І хоча додаткова до природного радіаційного фону доза іонізуючого випромінювання з веденням до ладу нових атомних електростанцій (АЕС) зростає, внесок їх як джерел випромінювань, а, відповідно, опромінення живих організмів, в тому числі людини, залишається незначним. Цілком справедливим є ствердження про те, що проживання поблизу теплових електростанцій (ТЕС) з урахуванням викидів у навколишнє середовище не тільки природних радіоактивних (в першу чергу ^{14}C та ^3H), а й токсичних хімічних речовин, є набагато шкідливішим для здоров'я людини, ніж поблизу працюючих у нормальному режимі АЕС такої ж потужності.

В цілому ж 443 ядерні реактори, що діють на сьогодні на 140 АЕС у 33 країнах (табл. 2.6) і забезпечують близько 20% світової електроенергії (рис.

2.5), є практично невідчутним джерелом збільшення радіаційного фону. На частку США, Франції і Японії приходить майже 50% всіх АЕС і 57% всієї „ядерної” електроенергії. У першу шістку держав, що від 45 до 80% електроенергії задовольняють за рахунок АЕС, входить і Україна (45%, а по деяким даним до 50%).

2.6. Кількість ядерних реакторів у різних країнах світу на 1 січня 2010

р.

Країна	Кількість реакторів		Країна	Кількість реакторів	
	діють	будуються		діють	будуються
Аргентина	2	1	Пакистан	2	-
Бельгія	7	-	Південна Африка	2	-
Болгарія	4	-	Росія	30	3
Бразилія	2	-	Румунія	1	1
Велика Британія	31	-	Словакія	6	2
Вірменія	1	-	Словенія	1	-
Індія	14	7	США	104	-
Іран	-	2	Тайвань	6	2
Іспанія	9	-	Угорщина	4	-
Канада	14	-	Україна	15	4
Китай	7	4	Фінляндія	4	-
Корея південна	18	2	Франція	59	-
Корея північна	-	1	Чехія	6	-
Литва	2	-	Швейцарія	5	-
Мексика	2	-	Швеція	11	-
Нідерланди	1	-	Японія	54	3
Німеччина	19	-	Разом	443	32

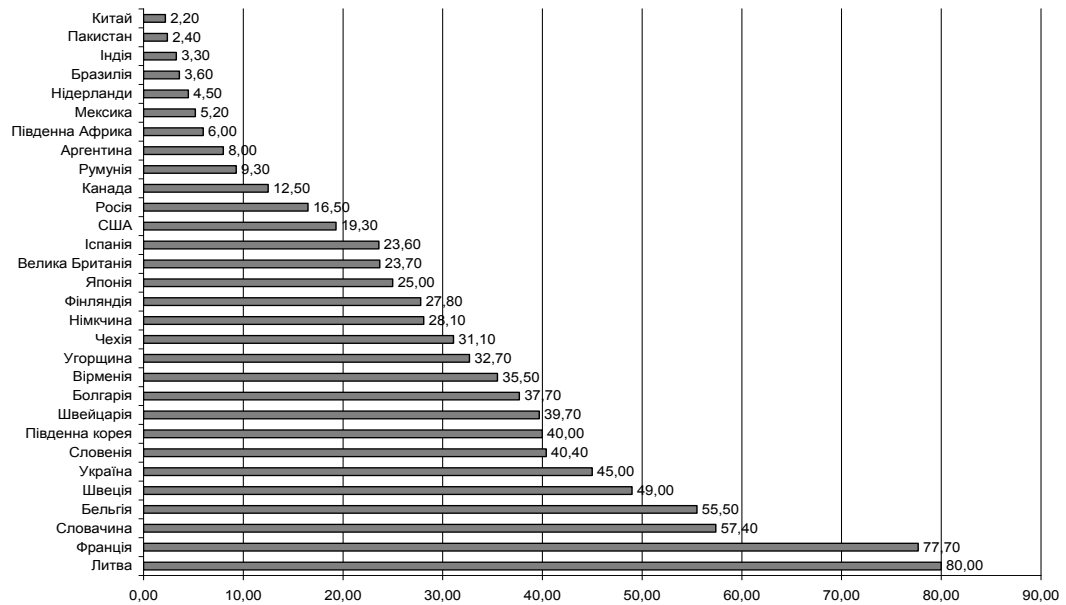


Рис. 2.5. Частка АЕС у виробництві електроенергії у різних країнах.

На відміну від інших джерел енергії (нафта, вугілля, газ та деякі інші), запаси яких поступове зменшуються, запаси урану практично тільки розпочато використовувати. І не викликає сумнівів, що частка електроенергії, яка буде вироблятися за рахунок АЕС, зростатиме.

На рис. 2.6 наведено розвідані на 2006 р. запаси урану у світі. Україна серед них посідає 11 місце. А рис. 2.7, на котрому змонтовано фотознімки нашої планети з космосу вночі, яскраво ілюструє зв'язок кількості АЕС у різних країнах з виробництвом електрики.



Рис. 2.6. Запаси урану у світі.

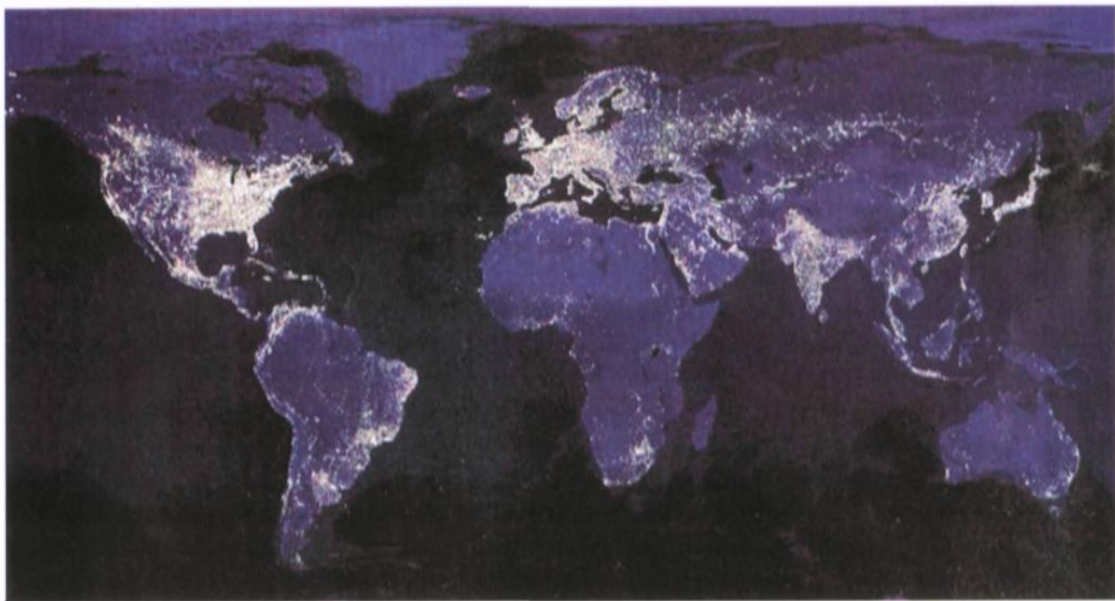


Рис. 2.7. Планета Земля вночі. Світлі плями – це електричні вогні.

2.2.3. Радіаційні аварії

Проблеми додаткового опромінення усього живого на нашій планеті, і в особливості людини, виникають за умов порушення технологічних процесів на підприємствах ЯПЦ, що може супроводжуватись аваріями з викидами

радіоактивних речовин у навколишнє середовище. За півсторічний період розвитку атомної енергетики на таких підприємствах відбулося за різними оцінками від 250 до 400 радіаційних аварій, які супроводжувались викидами радіоактивних речовин в біосферу. До найбільших за об'ємом викидів та вмісту в них довгоживучих радіонуклідів відносять аварію на сховищі радіоактивних відходів на Південному Уралі, яка трапилась 29 вересня 1957 р. у м. Киштим Челябінської області (СРСР); аварію, відбулась того ж року 7 жовтня на АЕС „Віндскейл” (Велика Британія); аварію на АЕС „Тримай-Айленд” у штаті Пенсільванія 24 березня 1979 р. (США) та аварія на Чорнобильській АЕС 26 квітня 1986 р. (СРСР). Найбільш важкими вважаються Піденноуральська та Чорнобильська аварії.

Під час другої, Чорнобильської аварії, яка є найбільшою за всю історію розвитку ядерної енергетики і котра одержала статус глобальної катастрофи, на висоту до 7 км було викинуто за офіційною оцінкою 1986 р. більше $1.85 \cdot 10^{18}$ Бк суміші радіоактивних ізотопів у вигляді аерозолу.

За більш пізніми й точними оцінками у навколишнє середовище надійшло близько $1 \cdot 10^{17}$ Бк ^{137}Cs (майже половина його вмісту в активній зоні реактору), приблизно $8 \cdot 10^{15}$ Бк ^{90}Sr і більш як $1 \cdot 10^{14}$ Бк трансуранових елементів – $^{238-241}\text{Pu}$, ^{241}Am , $^{242-244}\text{Cm}$. Під радіонуклідним забрудненням рівня вище 37 кБк/м² опинилась територія площею понад 200 тис. км² на стику України, Білорусі і Росії, на котрій проживає понад 6 мільйонів чоловік. Майже 360 тис. чоловік було евакуйовані з забруднених територій. Із землекористування було виведено понад 3000 км² площ.

Слід відзначити й деякі інші місця, буквально насичені радіонуклідами внаслідок роботи підприємств ЯПЦ, які є додатковими джерелами локального опромінення живих об'єктів. Так, на Уралі у регіоні м. Челябінська протягом 1949-1952 рр. у систему р. Теча з підприємств, що виконували програму ядерного захисту СРСР, видалялися без очищення високорадіоактивні рідкі відходи. Разом було скинуто $1.2 \cdot 10^{16}$ Бк ^{90}Sr (більше,

ніж було викинуто під час аварії на Чорнобильській АЕС) і $1.3 \cdot 10^{16}$ Бк ^{137}Cs . У 1967-1970 рр. там же на Уралі відбулося забруднення території площею близько 1800 км^2 завдяки вітрового переносу радіоактивного пилу з берегів озера Карачай, котре також використовувалось для видалення радіоактивних відходів. Було рознесено $6 \cdot 10^{12}$ Бк ^{90}Sr і $1.7 \cdot 10^{13}$ Бк ^{137}Cs .

Потенційними джерелами радіоактивних речовин у навколишньому середовищі і, відповідно, джерелом випромінювань, є ядерні реактори і атомне озброєння підводних човнів, затоплених в морях з метою захоронення відпрацьованих судових реакторів, які ще містять ядерне паливо та продукти його розпаду; втрачені штучні супутники з ядерними реакторами, як, наприклад, два радянських супутники із серії „Космос”.

Цьому важливому аспекту радіоекології присвячена окрема глава.

Контрольні запитання до розділу 2:

1. Природні джерела радіоактивних ізотопів і речовин.
2. Радіоактивні ізотопи, що утворюють родини, та їх похідні.
3. Радіоактивні ізотопи, що не утворюють родин.
4. Походження космогенних радіоізотопів.
5. Характеристики основних дозоутворюючих природних радіонуклідів.
6. Компоненти природного радіаційного фону.
7. Природні радіонуклідні аномалії.
8. Штучні джерела радіоактивних ізотопів і радіоактивних речовин.
9. Радіонукліди ядерних вибухів.
10. Складові ядерного паливного циклу.
11. Радіонукліди ядерних реакторів.
12. Характеристики основних дозоутворюючих штучних радіонуклідів.
13. Найкрупніші радіаційні аварії у світі.
14. Причини аварії на Чорнобильській АЕС.
15. Штучні радіонуклідні аномалії.
16. Тенденції розвитку ядерної енергетики в світі і в Україні.

3. ОСНОВИ ДОЗИМЕТРІЇ В РАДІОЕКОЛОГІЇ

3.1. Основні терміни і поняття. 3.2. Методи вимірювання і розрахунку доз зовнішнього опромінення. 3.2.1. Зовнішнє опромінення від космічного випромінювання. 3.2.2. Зовнішнє опромінення від випромінювання природних радіонуклідів. 3.2.3. Зовнішнє опромінення від випромінювання радіонуклідів, що знаходяться у повітрі. 3.2.4. Зовнішнє опромінення від випромінювання радіонуклідів, що осіли на підстилаючу поверхню. 3.2.5. Екранування будівлями та врахування режиму поведінки людей при оцінках зовнішнього опромінення. 3.2.6. Вимірювання доз зовнішнього опромінення. 3.3. Методи оцінок і розрахунку доз внутрішнього опромінення. 3.3.1. Внутрішнє опромінення від інгаляційного надходження радіонуклідів. 3.3.2. Внутрішнє опромінення від перорального надходження радіонуклідів з їжею, водою та заковтування радіонуклідів. 3.3.3. Внутрішнє опромінення від природних радіонуклідів. 3.3.4. Оцінка доз внутрішнього опромінення на основі вимірювань вмісту радіонуклідів у тілі людини. 3.4. Дози опромінення персоналу та населення після аварії на ЧАЕС. 3.5. Дози медичного опромінення. 3.6. Дози опромінення від підприємств ЯПЦ, ТЕС та сховищ РАВ. 3.7. Оцінка і прогнозування дозових навантажень на тварин і рослини. 3.8. Формування і сучасні рівні опромінення населення в Україні та світі. 3.9. Рівні допустимого опромінення. Поняття ризику. 3.10. Інститути регулювання.

Основною одиницею в радіобіології і радіоекології є доза опромінення – міра енергії іонізуючого випромінювання, яка передана речовині, або міра біологічних ефектів іонізуючого випромінювання в тілі людини, його органах і тканинах.

Опромінення – це вплив на людину чи будь-який об'єкт іонізуючого випромінювання.

Зовнішнє опромінення – опромінення тіла людини чи будь-якого живого об'єкту джерелами іонізуючих випромінювань, які знаходяться поза ним.

Внутрішнє опромінення – опромінення тіла людини чи будь-якого живого об'єкту, окремих органів та тканин від джерел іонізуючих випромінювань, що знаходяться в самому об'єкті.

Ефективна доза зовнішнього опромінення та ефективна доза внутрішнього опромінення за рахунок радіонуклідів можуть підсумовуватися.

Першопричиною радіаційних ефектів є поглинання енергії випромінювання опроміненням об'єктом, і доза як величина поглинутої енергії виявляється основною дозиметричною величиною. Дозиметрія має справу з такими фізичними величинами, які пов'язані з очікуваним радіаційним ефектом. Для того, щоб зв'язати дозу випромінювання і радіаційний ризик (шкоду), необхідно також враховувати різницю біологічної ефективності різних видів випромінювань різної якості та відмінності в чутливості органів і тканин до впливу іонізуючого випромінювання. Для вирішення цих завдань у 1977 р. Міжнародною комісією з радіаційного захисту (МКРЗ) у Публікації 26 були введені величини еквіваленту дози в органах і тканинах організму людини, а також ефективного еквіваленту дози. Визначення і методи розрахунку цих величин були змінені в Публікації 60 (МКРЗ, 1991), що ввела поняття *еквівалентної дози* та *ефективної дози*. Введення понять ефективного еквіваленту дози й ефективної дози дало значний внесок у розвиток радіаційного захисту, оскільки дозволило підсумовувати дози від опромінення всього тіла та його частин, викликані зовнішнім опроміненням різних видів і надходженням радіонуклідів до організму людини.

Матеріали розділу базуються на Міжнародних стандартах безпеки МАГАТЕ, рекомендаціях МКРЗ і НРБУ-97/2000.

3.1. Основні терміни і поняття

Процеси взаємодії випромінювань із речовиною відбуваються по-різному і залежать від виду іонізуючого випромінювання, а також від складу опромінюваної речовини. Проте спільним є те, що при взаємодії з ядрами,

електронами, атомами та молекулами речовини енергія іонізуючого випромінювання перетворюється в інші види енергії. Результатом такої взаємодії є поглинання частини енергії випромінювання речовиною.

Найважливіша задача дозиметрії – визначення дози випромінювання в різних середовищах і особливо в тканинах живого організму.

В радіаційному захисті, радіоекології та радіобіології розрізняють п'ять основних видів доз іонізуючих випромінювань: експозиційну, поглинену, еквівалентну, ефективну і колективну.

Експозиційна доза фотонного випромінювання (D_{exp}) є відношенням сумарного заряду усіх іонів одного знаку (dQ), утворених у повітрі, коли всі електрони й позитрони, вивільнені фотонами в елементарному об'ємі повітря масою dm , повністю зупинилися в повітрі, до маси повітря в зазначеному об'ємі,

$$D_{\text{exp}} = dQ/dm \quad 3.1$$

У системі СІ за одиницю експозиційної дози прийнято *кулон на кілограм* (Кл/кг; С/kg). Позасистемною одиницею експозиційної дози є Рентген (Р; R): $1 \text{ Р} = 2.58 \cdot 10^{-4} \text{ Кл/кг}$

Рентген – це така кількість іонізуючого випромінювання, яка утворює в 1 см^3 сухого повітря при нормальних умовах близько 2 млрд. пар іонів. Похідними від рентгена є 1 мілірентген (мР) = $1 \cdot 10^{-3} \text{ Р}$ та 1 мікрорентген (мкР) = $1 \cdot 10^{-6} \text{ Р}$. Співвідношення між Кл/кг та рентгеном: $1 \text{ Кл/кг} = 3876 \text{ Р}$.

Потужність експозиційної дози фотонного випромінювання (потужність експозиційної дози) (P_{exp}) – відношення приросту експозиційної дози (dD_{exp}) за інтервал часу dt до цього інтервалу часу:

$$P_{\text{exp}} = dD_{\text{exp}}/dt \quad 3.2$$

Експозиційна доза розраховується за формулою:

$$D_{\text{exp}} = \int_0^t P_{\text{exp}}(t) \cdot dt \quad 3.3$$

або $D_{\text{exp}} = P_{\text{exp}} \cdot t$ при $P_{\text{exp}}(t) = \text{Const}$,

де t – час опромінення.

В системі СІ за одиницю потужності експозиційної дози прийнято *ампер на кілограм* (А/кг). Позасистемною одиницею потужності експозиційної дози є рентген за секунду (Р/с): $1 \text{ Р/с} = 2.58 \cdot 10^{-4} \text{ А/кг}$; $1 \text{ Р/год} = 1000 \text{ мР/год} = 10^6 \text{ мкР/год}$.

Потужність експозиційної дози фотонного випромінювання (Р) від точкового джерела даного радіонукліду пропорційна його активності А (*мКі*) і обернено пропорційна квадрату відстані від нього r (см):

$$P \approx A \cdot \Gamma / r^2, \quad 3.4$$

де Γ – повна гамма-стала, що дорівнює, наприклад, для $^{137}\text{Cs} + ^{137\text{m}}\text{Ba} \rightarrow ^{137}\text{Ba}$ $\Gamma = 3.242 \text{ Р} \cdot \text{см}^2 / (\text{год} \cdot \text{мКі})$.

Приймаючи до уваги відсутність цілочислового співвідношення між Дж/кг і Р, а також поступову відмову від практичного використання експозиційної дози на користь поглиненої дози, визнано доцільним для експозиційної дози (D_{exp}) та потужності експозиційної дози (Р) зберегти лише позасистемні одиниці й не користуватися одиницями системи СІ.

У радіобіології, клінічній радіології та радіаційному захисті *поглинена доза* (D) є базовою фізичною величиною, яка використовується для всіх видів іонізуючого випромінювання і будь-яких геометрій випромінювання.

Поглинена доза визначається як відношення середньої енергії (dE), що передана іонізуючим випромінюванням речовині в елементарному об'ємі, до маси dm речовини в цьому об'ємі. Поглинена доза випромінювання дорівнює енергії, поглинутій одиницею маси речовини. Всі інші величини, пов'язані з поглиненою дозою випромінювання (дозові поля та ін.) є мірою впливу на об'єкт, що опромінюється.

$$D = dE / dm \quad 3.5$$

У системі СІ за одиницю поглиненої дози прийнято *Грей* (Гр; Gy); розмірність поглиненої дози – джоуль на кілограм; $1 \text{ Грей} = 1 \text{ Дж/кг}$. Похідними величинами є $1 \text{ мГр} = 1 \cdot 10^{-3} \text{ Гр}$ і $1 \text{ мкГр} = 1 \cdot 10^{-6} \text{ Гр}$.

Позасистемною одиницею поглиненої дози є рад. Співвідношення між Греєм та радом є таким: 1 Гр = 100 рад; 1 рад = 0,01 Гр = 1 сГр (сантигрей).

Існують певні співвідношення між одиницями наведених доз для гамма-випромінювання. Так, 1 рад приблизно дорівнює 1 Р (точніше 1.04 Р). Експозиційна доза 1 Р у повітрі відповідає поглиненій дозі 0.87 рад.

Потужність поглиненої дози іонізуючого випромінювання (потужність дози випромінювання) P_{abs} – це відношення приросту поглиненої дози (dD) за інтервал часу (dt) до цього інтервалу часу:

$$P_{abs} = dD/dt \quad 3.6$$

В системі СІ за одиницю потужності поглиненої дози прийнято Гр/с. Позасистемною одиницею є рад/с, 1 Гр/с = 100 рад/с.

При необхідності переходу від потужності експозиційної дози фотонного випромінювання у повітрі (P_{abs}) до потужності поглиненої дози в повітрі (повітряної керми, P_{exp}) слід використовувати наступні співвідношення:

$$P_{abs} \text{ (нГр/год)} = 8.73 \cdot P_{exp} \text{ (мкР/год)} \quad 3.7$$

Середня в органі або тканині поглинена доза (доза в органі, D_T) дорівнює відношенню сумарної енергії (E_T), що виділилася в органі чи тканині (T) до маси органа чи тканини (m_T):

$$D_T = E_T/m_T \quad 3.8$$

Керма (від англ. "kerma" – kinetic energy released into material) – відношення суми первинних кінетичних енергій (dW_K) всіх заряджених частинок, утворених під впливом непрямого іонізуючого випромінювання в елементарному об'ємі речовини, до маси (dm) речовини в цьому об'ємі (dW_K/dm). Одиниця вимірювання керми є Грей.

Еквівалентна доза в органі або тканині (H_T) – це величина, яка визначається як добуток поглиненої дози (D_T) в окремому органі або тканині (T) та радіаційного зважуючого фактору (w_R):

$$H_T = D_T \cdot w_R \quad 3.9$$

Одиницею еквівалентної дози у системі СІ є зіверт (Зв; Sv). Зіверт - це енергія будь-якого виду іонізуючого випромінювання, поглиненого 1 кг біологічної тканини, при якій біологічний ефект тотожний поглиненій дозі 1 Гр контрольного рентгенівського або гамма-випромінювання.

Позасистемною одиницею еквівалентної дози є бер (біологічний еквівалент рада). $1 \text{ Зв} = 100 \text{ бер}$, $1 \text{ мЗв} = 0.001 \text{ Зв} = 100 \text{ мбер} = 0.1 \text{ бер}$, $1 \text{ мкЗв} = 10^{-6} \text{ Зв} = 100 \text{ мкбер} = 0.1 \text{ мбер} = 10^{-4} \text{ бер}$.

При опроміненні живих об'єктів, у тому числі людини, одна і та ж поглинена доза викликає різний біологічний ефект залежно від виду випромінювання. Тому прийнято порівнювати біологічні ефекти від різних видів випромінювання з ефектами, викликаними рентгенівським або слабоенергетичним гамма-випромінюванням.

Радіаційний зважуючий фактор (коефіцієнт якості) w_R - коефіцієнт, що враховує відносну біологічну ефективність різних видів іонізуючого випромінювання. Використовується винятково при розрахунку ефективної та еквівалентної доз (табл. 3.1). В рекомендаціях МКРЗ (Публікація 103, 2007) радіаційний зважуючий фактор для нейтронів у залежності від їх енергії замінений із ступінчастої на неперервну функцію.

Для врахування нерівномірного впливу іонізуючого випромінювання на організм розрізняють ефективну дозу.

Ефективна доза (E) - сума добутків еквівалентних доз H_T в окремих органах і тканинах на відповідні тканинні зважуючі фактори w_T :

$$E = \sum H_T \cdot w_T \quad 3.10$$

Використання поняття ефективної дози допускається при значеннях еквівалентних доз нижчих за поріг виникнення детерміністичних ефектів (0.1 Зв при гострому опроміненні чи хронічному протягом року). Одиниця ефективної дози в системі СІ – зіверт (Зв, Sv). Позасистемна одиниця – бер.

3.1. Значення радіаційного зважуючого фактору (коефіцієнт якості) w_R для різних видів випромінювання

Види випромінювання	w_R	
	за 60-ю публікацією МКРЗ, 1991	за 103-ю публікацією МКРЗ, 2007
Фотони, всі енергії	1	1
Електрони і мюони, всі енергії	1	1
Протони (з енергією > 2 МеВ) і заряджені піони	5	2
Нейтрони з енергією < 10 кеВ	5	$w_R = \begin{cases} 2.5 + 18.2 \cdot e^{-[\ln(E_n)]^2/6} & E_n < 1\text{MeV} \\ 5.0 + 17.0 \cdot e^{-[\ln(2E_n)]^2/6} & 1\text{MeV} \leq E_n \leq 50\text{MeV} \\ 2.5 + 3.25 \cdot e^{-[\ln(0.04E_n)]^2/6} & E_n > 50\text{MeV} \end{cases}$
з енергією 10–100 кеВ	10	
з енергією від 100 кеВ до 2 МеВ	20	
з енергією 2–20 МеВ	10	
з енергією 2–20 МеВ	10	
з енергією > 20 МеВ	5	
α -випромінювання, ядра віддачі	20	20

Ефективна доза в радіаційній безпеці визначає ступінь впливу іонізуючого випромінювання на тіло людини з врахуванням відмінностей дії різних видів іонізуючого випромінювання на тканини та органи. Ефективна доза дозволяє вирівняти ризик опромінення безвідносно до того, опромінюється все тіло рівномірно чи ні. Це досягається за допомогою коефіцієнтів відношення шкоди від опромінення окремого органа або тканини до шкоди при рівномірному опроміненні всього тіла однаковими еквівалентними дозами. Ефективна доза зовнішнього опромінення тіла

людини та ефективна доза внутрішнього опромінення за рахунок радіонуклідів у тілі людини, таким чином, можуть додаватися.

Тканинний зважуючий фактор – коефіцієнт, який відображає відносну імовірність стохастичних ефектів в тканині (органі). Сума всіх зважуючих факторів по всіх органах дорівнює одиниці: $\sum w_T=1$. Використовується винятково при розрахунку ефективної дози (табл.

3.2). В останніх рекомендаціях МКРЗ значення тканинних зважуючих факторів (w_T) були уточнені (табл. 3.3).

3.2. Значення тканинних зважуючих факторів (w_T), рекомендовані МКРЗ в 1991 році і використані в НРБУ-97 (за 60-ю публікацією МКРЗ, 1991)

Тканина або орган	w_T	$\sum w_T$
Гонади	0.20	0.20
Кістковий мозок (червоний), товста кишка, легені, шлунок	0.12	0.48
Сечовий міхур, молочна залоза, печінка, стравохід, щитоподібна залоза	0.05	0.25
Шкіра, поверхня кістки	0.01	0.02
“Решта органів” (надниркова залоза, головний мозок, дихальні шляхи позагрудної області, тонка кишка, нирки, м'язи, підшлункова залоза, селезінка, тимус і матка)	0.05	0.05
Разом		1

3.3. Значення тканинних зважуючих факторів (w_T), рекомендовані МКРЗ в 2007 році (за 103-ю публікацією МКРЗ, 2007)

Тканина або орган	w_T	$\sum w_T$
Кістковий мозок (червоний), кишечник, легені, шлунок, молочна залоза, “решта органів” (надниркова залоза, екстраторакальний відділ, жовчний міхур, серце, нирки, лімфовузли, м'язи, слизова оболонка рота, підшлункова залоза, простата, тонка кишка, селезінка, тимус, матка, шийка матки)	0.12	0.72
Гонади	0.08	0.08
Сечовий міхур, печінка, стравохід, щитоподібна залоза	0.04	0.16
Шкіра, поверхня кістки, головний мозок, слинні залози	0.01	0.04
Разом		1

За необхідності переходу від потужності експозиційної дози гамма-випромінювання радіонуклідів природного походження в повітрі (P_{abs} , мкР/год) до потужності ефективної дози (dE/dt , нЗв/год) слід користуватися наступним співвідношенням:

$$dE/dt = 6.46 \cdot P_{exp} \quad 3.8$$

Поглинена доза може розподілятися в біологічних об'єктах рівномірно і нерівномірно. Відомо, що кожний орган і кожна тканина мають різне значення в життєзабезпеченні всього організму. *Критичний орган* – це орган або тканина, частина тіла або все тіло, опромінення яких завдає найбільшої шкоди організму. Аналогічно критичні (життєво важливі) елементи можуть бути виділені й у кожній окремій клітині, а не тільки в цілому організмі. Практично існують три способи виділення критичних органів:

- за найбільшою радіочутливістю у певній системі організму,
- за найбільшою поглиненою дозою випромінювання і
- за вибіркоvim накопиченням підвищених концентрацій певного радіонукліда і, таким чином, отриманням найвищих ефективних еквівалентних доз випромінювання (для іншого радіонукліда критичним може бути зовсім інший орган).

Кожний із цих способів прийнятний для різних ситуацій. Перший спосіб є зручним у разі загального рівномірного зовнішнього опромінення, другий – при нерівномірному опроміненні, третій – при поглинанні радіонуклідів у різних тканинах і органах. Відомо, що такий радіонуклід, як ^{131}I , вибірково накопичується в щитоподібній залозі хребетних, і тому дозу оцінюють із розрахунку на цей орган. ^{90}Sr зосереджується в поверхневих шарах кісток, і дозу потрібно перераховувати на цю тканину тощо.

У випадках опромінення великих популяцій людей, особливо при аваріях, доцільно виділяти критичні групи населення. *Критична група* – це

сукупність осіб серед певного контингенту людей, які за умовами проживання, віком або станом здоров'я зазнають найбільшого ризику опромінення.

Для оцінки ризику опромінення однієї людини або певної групи людей введено поняття індивідуальної та колективної еквівалентної дози, відповідно.

Слід завжди пам'ятати, що ефективна доза розраховується для «умовної людини» (усередненої по статі з характеристиками, визначеними МКРЗ у контексті радіаційного захисту, з анатомічними та фізіологічними характеристиками, наведеними в Публікації 89; 2002), а не для конкретного індивіда. Основна область застосування ефективної дози – це проведення перспективних оцінок при плануванні й оптимізації радіаційного захисту, а також для підтвердження дотримання граничних доз при проведенні регулювання. Не рекомендується використовувати ефективну дозу ні для проведення епідеміологічних оцінок, ні для проведення детальних ретроспективних досліджень індивідуального опромінення та ризику.

Колективна ефективна (еквівалентна) доза – це сума індивідуальних ефективних (еквівалентних) доз опромінення певної групи населення за певний період часу, або сума добутків середньогрупових ефективних доз на число осіб у відповідних групах, що утворюють колектив, для якого вона розраховується.

$$S = \sum E_i \cdot N_i \quad 3.9$$

де: E_i – середня ефективна (еквівалентна) доза на підгрупу населення i ;

N_i – число осіб в підгрупі.

Одиниця вимірювання – людино-зіверт (люд.-Зв). Позасистемна одиниця – людино-бер. 1 люд.-Зв = 100 люд.-бер.

Величина колективної ефективної дози є інструментом для оптимізації (наприклад, мінімізації вартості запобігнутої колективної дози за рахунок застосування контрзаходів) і для порівняння різних радіаційних технологій і

процедур захисту, переважно в контексті професійного опромінення. Колективна ефективна доза не є інструментом для епідеміологічних оцінок ризику, а також для прогнозування ризику. Підсумовування дуже низьких індивідуальних доз за дуже тривалий проміжок часу є неприпустимим. Зокрема, слід утримуватися від розрахунків числа випадків смерті від раку на основі колективних ефективних доз, отриманих шляхом простого додавання індивідуальних доз.

З метою оцінки ризику виникнення небажаних біологічних ефектів залежно від часу, протягом якого була одержана доза, введена *очікувана*, або *напіввікова, еквівалентна доза внутрішнього опромінення* (E_{50}). Вона є сумою еквівалентних доз, які людина одержує за певний період. При E_{50} період часу прийнято за 50 років для дорослих – середня тривалість періоду професійної діяльності людини, і 70 років для дітей (E_{70}). Одиниця очікуваної еквівалентної дози – Зіверт.

Співвідношення між одиницями величин дози іонізуючого випромінювання наведені в табл. 3.4.

Для створення десяткових кратних і часткових одиниць радіоактивності в радіоекології широко використовують спеціальні символи (табл. 3.5).

3.4. Співвідношення між одиницями величин дози іонізуючого випромінювання

Величина, її позначення	Одиниця, позначення		Співвідношення між одиницями
	СІ	Позасистемна	
Активність радіонуклідів, А	Бекерель (Бк)	Кюрі (Ки)	1 Ки=3,7·10 ¹⁰ Бк
Експозиційна доза фотонного випромінювання, D _{exp}	Кулон на кілограм (Кл/кг)	Рентген (Р):	1 Р=2,58·10 ⁻⁴ Кл/кг
Потужність експозиційної дози фотонного випромінювання, Р _{exp}	Ампер на кілограм (А/кг)	Рентген за секунду (Р/с)	1 Р/с=2,58·10 ⁻⁴ А/кг

Поглинена доза випромінювання, D	Грей (Гр)	Рад (рад)	1 рад = 0,01 Гр
Потужність поглиненої дози випромінювання, P _{abs}	Грей за секунду (Гр/с)	Рад за секунду (рад/с)	1 рад/с = 0,01 Гр/с
Керма, K	Грей (Гр)	Рад (рад)	1 рад = 0,01 Гр
Еквівалентна (ефективна) доза випромінювання, H _T (Е)	Зіверт (Зв)	Бер (бер)	1 бер = 0,01 Зв
Потужність еквівалентної (ефективна) дози випромінювання, P _{H(E)}	Зіверт за секунду (Зв/с)	Бер за секунду (Бер/с)	1 Бер/с = 0,01 Зв/с
Коллективна ефективна (еквівалентна) доза, S	людино-Зіверт (люд.-Зв).	людино-бер. (люд.-бер)	1 люд.-бер. = 0,01 люд.-Зв
Енергія, e	Джоуль (Дж)	Електронвольт (eV)	1 eV ≈ 1,60 · 10 ⁻¹⁹ Дж (приблизно)

Еквівалентна та ефективна доза в тканинах тіла та організмі людини не можуть бути виміряні безпосередньо. В зв'язку з цим, система захисту включає в себе поняття операційних величин, які можуть бути виміряні та виходячи з яких, можна оцінити еквівалентну та ефективну дози.

3.5. Префікси для утворення десяткових кратних і часткових одиниць активності радіонуклідів та їхні символи

Множник	Префікс	Символ префікса		Множник	Префікс	Символ префікса	
		міжна-родний	україн-ський			міжна-родний	україн-ський
10 ¹⁸	Екса	E	Е	10 ⁻¹	Деци	d	д
10 ¹⁵	Пета	P	П	10 ⁻²	Сант	c	с
10 ¹²	Тера	T	Т	10 ⁻³	Мілі	m	м
10 ⁹	Гіга	G	Г	10 ⁻⁶	Мікро	μ (micro)	мк
10 ⁶	Мега	M	М	10 ⁻⁹	Нано	n	н
10 ³	Кіло	k	к	10 ⁻¹²	Піко	p	п
10 ²	Гекто	h	г	10 ⁻¹⁵	Фемто	f	ф
10	Дека	da	да	10 ⁻¹⁸	Ато	a	а

У дозиметрії розроблено й отримано формули для розрахунку поглинених доз від точкових, плоских і об'ємних джерел випромінювання різного розміру, форми та для різних умов екранування. Способи і формули розрахунку доз докладно описані в довідковій літературі. Нижче розглянуто найпростіші способи розрахунку поглинених доз випромінювання для людей, які проживають на забруднених радіонуклідами територіях або поряд з підприємствами ядерно-паливного циклу.

3.2. Методи вимірювання і розрахунку доз зовнішнього опромінення

Зовнішнє опромінення формується за рахунок космічного випромінювання та випромінювання різних установок, а також випромінювання техногенних і природних радіонуклідів, які знаходяться в повітрі, ґрунті, воді та навколишніх будівельних матеріалах і предметах (рис. 3.1). У випадках аварійних ситуацій джерелами зовнішнього випромінювання можуть бути хмара радіоактивних аерозолів і частинок, будинки, споруди і ґрунт після осадження на них радіонуклідів.

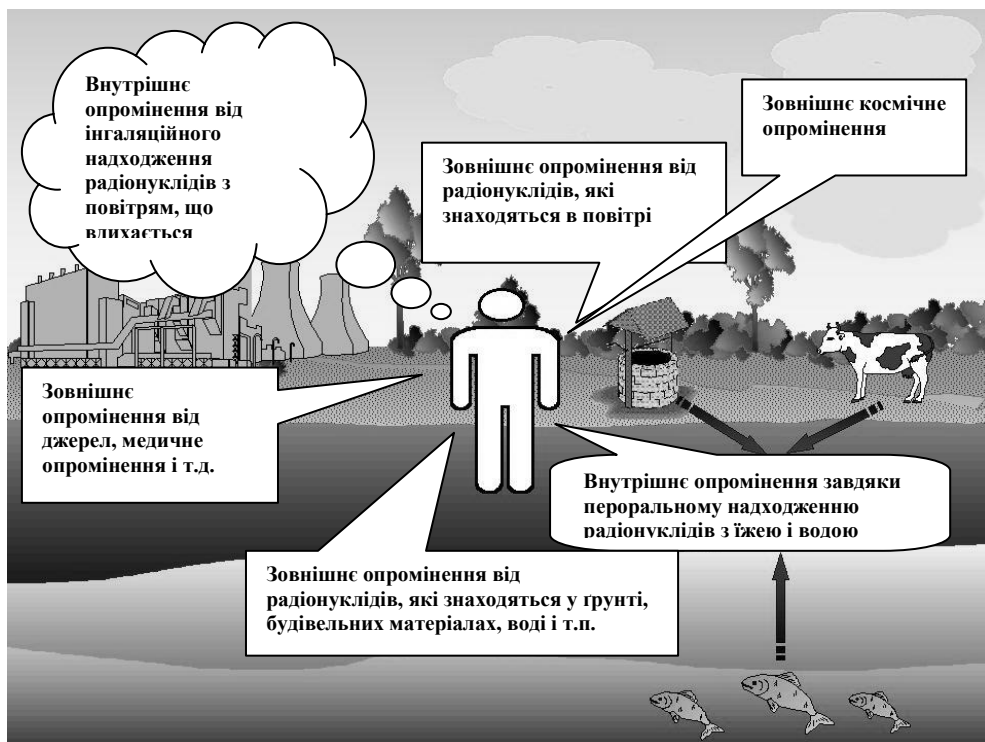


Рис. 3.1. Схема формування зовнішніх і внутрішніх доз опромінення людини від природних і техногенних джерел.

3.2.1. Зовнішнє опромінення від космічного опромінення

Щільність потоку частинок космічного випромінювання на поверхні Землі змінюється в часі через зміни сонячної активності, атмосферного тиску, температури і т.п. Для оцінки потужності дози космічного випромінювання необхідно знати дві величини: інтенсивність іонізації в повітрі та щільність потоку нейтронів. Щільність іонізації в атмосфері змінюється в залежності від висоти над рівнем моря та геомагнітної широти, а також активності сонця. Середній величині інтенсивності іонізації повітря на рівні моря – 2.1 пар іонів/(см²·с) відповідає індекс поглиненої потужності дози поза приміщеннями 0.28 мГр/рік. Хоча на рівні моря щільність потоку нейтронів є відносно малою (індекс поглиненої потужності дози лише 0.002–0.004 мГр/рік), вона досить швидко росте зі збільшенням висоти й досягає максимуму на висоті 10–20 км над рівнем моря. Потужність еквівалентної дози космічного випромінювання в залежності від висоти над рівнем моря та широти (з урахуванням нейтронної компоненти) змінюється в широких межах (табл. 3.6). Так, у середніх широтах люди, що живуть у горах на висоті близько 1 км, за рахунок космічного випромінювання отримують дози в 2–5 разів вищі порівняно з жителями рівнин на рівні моря. Перекриття 20-ти поверхового сучасного будинку послаблюють потужність космічного випромінювання приблизно удвічі. Найбільші дози за рахунок космічного випромінювання отримує льотний персонал (в середньому 4–7 мкЗв/год при польотах на висоті близько 10 км і 10–30 мкЗв/год при польотах на висоті 18–20 км на понадзвукових літаках типу «Конкорд»), а також космонавти (в середньому 0.2–0.4 мЗв за добу перебування на орбітальному космічному кораблі за відсутності спалахів на Сонці). Пасажир літака за рейс Лондон–Токіо або Париж–Сан-Франциско отримує ефективну дозу 0.07 і 0.09 мЗв,

відповідно. В середньому, пілоти за час роботи отримують ефективну дозу близько 3 мЗв/рік. Поглинена доза у космонавтів «Аполлонів» за час космічного польоту (близько 200 год.) на Місяць складала близько 5 мГр.

За даними НКДАР середньорічна ефективна доза зовнішнього опромінення населення Землі від природного космічного випромінювання складає 0.3–0.4 мЗв/рік-.

Враховуючи географічне положення України і тип забудови, можна зробити висновок, що середня доза зовнішнього опромінення населення країни складає близько 0.32 мЗв/рік, варіюючи від 0.3 в Криму на рівні моря до 0.35 в Карпатах на висоті 600 м.

3.2.2. Зовнішнє опромінення від випромінювання природних радіонуклідів

Природні радіонукліди можна поділити на дві великі групи: радіонукліди, які постійно утворюються при взаємодії космічного випромінювання з присутніми в атмосфері ядрами атомів (космогенні радіонукліди ^3H , ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na , ^{24}Na та ін.), і радіонукліди, присутні в різних об'єктах довкілля з моменту утворення Землі, а також продукти їх розпаду. На рівні поверхні Землі випромінювання космогенних радіонуклідів не дає істотного внеску в дозу зовнішнього гамма-випромінювання. Основний внесок у зовнішнє опромінення дають природні довгоживучі радіонукліди – ^{40}K і радіонукліди рядів ^{232}Th і ^{238}U . Вміст цих радіонуклідів у різних типах ґрунтів сильно відрізняється (табл. 3.7) і тому обумовлена їх випромінюванням середня потужність поглиненої дози змінюється на порядок величини, набуваючи мінімальних значень на торфових ґрунтах.

3.6. Потужність еквівалентної дози космічного випромінювання в залежності від висоти над рівнем моря та широти, мЗв/рік (О.О. Моїсєєв, 1990)

Висота, км	Широта місця, град		
		Екватор	30^0

1	0.6	0.7	1.9
3	1.7	2.2	3.0
5	4.0	5.8	8.0
10	14	23	45
15	30	50	110
30	35	60	140

3.7. Середня активність природних радіонуклідів в ґрунтах та відповідна потужність поглиненої дози в повітрі на висоті 1 м (О.О. Моїсєєв, 1990)

Тип ґрунту	Питома активність, Бк/кг			Потужність поглиненої дози, мГр/рік
	⁴⁰ К	²³⁸ U	²³² Th	
Сіроземи	670	31	48	0.65
Сіро-коричневі	700	28	41	0.60
Каштанові	550	27	37	0.53
Чорноземи	410	22	36	0.45
Сірі лісові	370	18	27	0.36
Дерново-підзолисті	300	15	22	0.30
Підзолисті	150	9	12	0.16
Горф'яністі	90	6	6	0.10
Типовий діапазон	110–740	11–52	7–48	0.1–0.9

Природна радіація зазвичай не викликає пересторог. В процесі еволюції живі організми достатньо добре до неї пристосувалися, причому з урахуванням того, що природний фон у різних місцях є різним. На земній кулі є райони з дуже високим вмістом природних радіонуклідів у ґрунті, де потужність поглиненої дози в повітрі досягає 500 мГр/рік і значно перевищує середні значення (0.4 ± 0.1 мГр/рік), характерні для районів з «нормальним» радіаційним фоном. Усереднена для України річна ефективна доза зовнішнього опромінення населення від природних радіонуклідів складає близько 0.36 мЗв/рік, варіюючи від 0.13 мЗв/рік у Поліссі до 0.5 мЗв/рік в Карпатах і Криму. На узбережжі Азовського та Чорного морів утворюються

намівання так званих «чорних пісків» (монацитових) з інтенсивністю випромінювання, що в десятки разів перевищує фонові рівні через високий вміст у них природних радіонуклідів. Наведені в таблиці 3.8 коефіцієнти дозволяють розраховувати потужність поглиненої дози в повітрі на висоті 1 м над поверхнею Землі, обумовлену різним вмістом у ґрунті ^{40}K , ^{238}U і ^{232}Th .

3.8. Потужність поглиненої дози в повітрі на висоті 1 м від поверхні Землі, обумовлена вмістом у ґрунті ^{40}K , ^{238}U і ^{232}Th

Радіонуклід або засновник родини	Потужність поглиненої дози на одиницю питомої активності в ґрунті (1 Бк/кг), Гр/год
^{40}K	$0.417 \cdot 10^{-10}$
^{238}U	$4.62 \cdot 10^{-10}$
^{232}Th	$6.04 \cdot 10^{-10}$

Для зменшення доз хронічного опромінення людини від техногенно-підсилених джерел природного походження в побуті та на виробництві в НРБУ-97 введені обмеження допустимої ефективної питомої активності природних радіонуклідів у будівельних матеріалах та мінеральній будівельній сировині, у мінеральних добривах, у виробках з порцеляни, фаянсу, скла та глини, мінеральних барвниках та глазурі, а також потужності поглиненої в повітрі дози гамма-випромінювання в приміщеннях за рахунок природних радіонуклідів, включаючи компоненту від природного радіаційного фону. Відповідно до гігієнічних нормативів (НРБУ-97), потужність поглиненої в повітрі приміщень дози від природних джерел опромінення не повинна перевищувати 122 пГр/с (50 мкР/год).

3.2.3. Зовнішнє опромінення від випромінювання радіонуклідів, що знаходяться у повітрі

Для розрахунку та оцінки поглиненої, еквівалентної та ефективної дози при зовнішньому опроміненні від випромінювання радіонуклідів, що знаходяться у повітрі, необхідно знати інтегральну концентрацію (об'ємну питому активність) кожного i -го радіонукліду в приземному шарі повітря ($\text{Бк}\cdot\text{с}/\text{м}^3$):

$$A_{\text{int}}^i = \int_0^t A_v^i(t) dt \quad 3.10$$

або $A_{\text{int}}^i = A_v^i \cdot t$ при $A_v^i = \text{Const}$,

де A_v^i – об'ємна питома активність i -го радіонукліду в повітрі ($\text{Бк}/\text{м}^3$); t – час опромінення (с).

Об'ємна питома активність i -го радіонукліду в повітрі може за час проходження радіоактивної хмари змінюватися в широких межах і бути або безпосередньо виміряна шляхом відбору та вимірювання проб радіоактивних аерозолів за час t , або розрахована. Відбір проб радіоактивних аерозолів проводиться стандартними сертифікованими установками шляхом прокачки відомого об'єму повітря через спеціальні фільтри або сорбуючі матеріали. Для вимірювання активності радіонуклідів у відібраних пробах застосовують загальноприйняті методи.

Знаходження радіонуклідів у повітрі може бути обумовлене або їх викидом в атмосферу підприємствами ядерно-паливного циклу (ЯПЦ), або вторинним вітровим підйомом (ресуспензією) радіонуклідів з підстилаючої поверхні (грунт, рослини, вода тощо).

Для розрахунку концентрації радіонуклідів у приземному шарі повітря на різних відстанях від джерела їх викиду (АЕС, підприємств ЯПЦ тощо) за різних метеорологічних умов (швидкість вітру, категорія стійкості атмосфери, опади), висоти і динаміки газо-аерозольних викидів, швидкостей

осадження аерозолів застосовуються різні математичні моделі розсіяння домішок в атмосфері (Гаусова модель, модель градієнтного переносу і т.п.), що докладно описано в довідковій літературі (МАГАТЕ SRS-19, 2001; SRS-37, 2004). Існують спеціальні пакети комп'ютерних програм, що дозволяють проводити подібні розрахунки.

Можна також грубо оцінити інтегральну концентрацію і-го радіонукліду в приземному шарі повітря ($\overline{A_{int}^i}$) на основі вимірювань збільшення щільності забруднення ним території ($\overline{\Delta A_s^i}$ - приріст поверхневої питомої активності, Бк/м²) за рахунок проходження радіоактивної хмари:

$$\overline{A_{int}^i} = \overline{\Delta A_s^i} / v^i, \quad 3.11$$

де $\overline{v^i}$ - швидкість осадження радіонукліду в атмосфері (м/с), яка для сухого осадження аерозолів зазвичай становить близько 0.01 м/с.

Вторинний вітровий підйом (дефляція) домішок, що осіли на поверхню ґрунту чи знаходилися на ній для більшості радіонуклідів пов'язаний з пилопідйомом. Лише для окремих нуклідів він обумовлений дією інших причин: для йоду – сублимацією, для трітійу – випаровуванням і т.д. Пилоутворення може бути обумовлене дією вітру чи техногенним впливом на ґрунт (проведення агротехнічних операцій, рух транспорту тощо). При цьому концентрація домішки в приземному шарі повітря зменшується приблизно обернено пропорційно відстані від лінійного джерела пилопідйому.

Середня концентрація і-го радіонукліду в приземному шарі повітря ($\overline{A_v^i}$) за рахунок його вторинного вітрового підйому з поверхні ґрунту розраховується на основі щільності забруднення і-м радіонуклідом прилеглої території ($\overline{A_s^i}$ - поверхнева питома активність, Бк/м²):

$$\overline{A_v^i} = \overline{A_s^i} \cdot R^i \quad 3.12$$

де R^i – коефіцієнт вітрового підйому (коефіцієнт ресуспензії, дефляції), 1/м.

Інтегральна концентрація i -го радіонукліду в повітрі (A_{int}^i , 3.11), обумовлена його вторинним вітровим підйомом, оцінюється як добуток середньої концентрації (A_v^i , 3.13) і часу t : $A_{\text{int}}^i = A_s^i \cdot t$

Згідно численних експериментальних даних, коефіцієнт вітрового підйому (R^i) зменшується від $10^{-4} \div 10^{-6}$ 1/м невдовзі після осідання домішки з атмосфери (для «свіжих» випадінь) до приблизно $10^{-9} \div 10^{-10}$ 1/м кількома роками пізніше. На інтенсивність вітрового підйому істотно впливає велика кількість факторів: метеорологічні умови, вологість ґрунту і його гранулометричний склад, задернованість і т.д.

Проведення сільськогосподарських робіт пов'язане з антропогенним впливом на ґрунт, що призводить до підвищеного пилопідйому радіоактивних речовин. Вітровий підйом радіонуклідів посилюється при виконанні агротехнічних заходів, особливо при культивації ґрунту, проте насичення потоку відбувається на відстані 50–100 м від краю поля. За нормальних метеоумов при швидкості вітру більш ніж 1.5 м/с концентрація в повітрі радіонуклідів ($A_v^i(x)$) зменшується зі збільшенням відстані (x , м) від лінійного джерела і може бути апроксимована експоненційною функцією:

$$A_v^i(x)/A_v^i(0) = \exp(-m \cdot x) \quad 3.13$$

Величини параметра m при швидкості вітру 3–5 м/с становлять $0.020 \div 0.025$ 1/м для тракторів МТЗ-82, Т-150 і близько 0.013 ± 0.003 1/м для важких вантажних автомобілів типу ЗІЛ-130.

Таким чином, 50% активності ^{137}Cs переноситься з найближчої частини оброблюваного поля шириною лише $\ln(2)/m = 30\text{--}35$ м. При створенні буферної зони навколо поля (необроблюваної смуги) шириною 200 м вторинний перенос із поля при проведенні сільськогосподарських робіт за межами цієї зони буде зменшений на два порядки і стане однаковим з вторинним переносом у природних умовах.

Знаючи інтегральну концентрацію і-го радіонукліду в повітрі (A_{int}^i , 3.11) чи його середню концентрацію, можна оцінити еквівалентну дозу або її потужність на зовнішній поверхні незахищеного тіла від напівбезкінечної хмари:

$$H_T^i = A_{\text{int}}^i \cdot B_{v\gamma(\beta,\alpha)}^i \text{ або } dH_T^i/dt = A_v^i \cdot B_{v\gamma(\beta,\alpha)}^i, \quad 3.14$$

де $B_{v\gamma(\beta,\alpha)}^i$ – дозовий коефіцієнт (табл. 3.9, 3.10), який дорівнює потужності еквівалентної дози на зовнішній поверхні незахищеного тіла від $\gamma(\beta,\alpha)$ -випромінювання напівбезкінечної хмари і-го радіонукліду при його одиничній (1 Бк/м³) концентрації в повітрі, (Зв·м³)/(с·Бк).

В табл. 3.9 і 3.10 наведені дозові коефіцієнти для розрахунку зовнішнього опромінення від хмари для найбільш радіологічно значимих радіонуклідів.

3.2.4. Зовнішнє опромінення від випромінювання радіонуклідів, що осіли на підстилаючу поверхню

Після осідання на підстилаючу поверхню (грунт, рослинність, будівлі та ін.) радіонукліди стають джерелом зовнішнього опромінення живих організмів. При цьому потужність еквівалентної дози на висоті 1 м від поверхневого забруднення ґрунту гамма-випромінюючими радіонуклідами буде складати:

$$dH_T^i/dt = A_s^i \cdot B_{s\gamma}^i, \quad 3.15$$

де $B_{s\gamma}^i$ – дозовий коефіцієнт (табл. 3.11), який дорівнює потужності еквівалентної дози на висоті 1 м від «свіжого» поверхневого забруднення ґрунту величиною 1 Бк/м² і-м γ -випромінюючим радіонуклідом, (Зв·м²)/(с·Бк);

3.9. Дозовий коефіцієнт $B_{v\gamma}^i$, який дорівнює потужності еквівалентної дози на зовнішній поверхні незахищеного тіла від фотонного випромінювання

напівбезкінечної хмари і-го радіонукліду при концентрації 1 Бк/м³ (за М.Г. Гусев, В.О. Беляев, 1991)

Нуклід	$B_{v\gamma}^i, (Зв*м^3)/(с*Бк)$	Нуклід	$B_{v\gamma}^i, (Зв*м^3)/(с*Бк)$
радіоактивні благородні гази			
⁴¹ Ar	8.67·10 ⁻¹⁴	^{131m} Xe	1.18·10 ⁻¹⁵
^{85m} Kr	1.06·10 ⁻¹⁴	^{133m} Xe	2.78·10 ⁻¹⁵
⁸⁵ Kr	1.51·10 ⁻¹⁶	¹³³ Xe	3.24·10 ⁻¹⁵
⁸⁷ Kr	5.24·10 ⁻¹⁴	^{135m} Xe	2.86·10 ⁻¹⁴
⁸⁸ Kr	1.37·10 ⁻¹³	¹³⁵ Xe	1.65·10 ⁻¹⁴
⁸⁹ Kr	1.39·10 ⁻¹³	¹³⁷ Xe	1.25·10 ⁻¹⁴
⁹⁰ Kr	1.22·10 ⁻¹³	¹³⁸ Xe	7.24·10 ⁻¹³
радіоактивні аерозолі			
⁶⁰ Co	1.69·10 ⁻¹³	¹³¹ I	2.57·10 ⁻¹⁴
⁶⁵ Zn	3.93·10 ⁻¹⁴	¹³³ I	4.00·10 ⁻¹⁴
⁹⁵ Zr	4.97·10 ⁻¹⁴	¹³⁴ Cs	1.05·10 ⁻¹³
⁹⁵ Nb	5.16·10 ⁻¹⁴	¹³⁷ Cs/ ^{137m} Ba	3.81·10 ⁻¹⁴
⁹⁹ Mo/ ^{99m} Tc	1.87·10 ⁻¹⁴	¹⁴⁰ Ba	1.19·10 ⁻¹⁴
¹⁰³ Ru/ ^{103m} Rh	3.33·10 ⁻¹⁴	¹⁴⁰ La	1.54·10 ⁻¹³
¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	1.37·10 ⁻¹⁴	¹⁴¹ Ce	5.20·10 ⁻¹⁵
¹³² Te/ ¹³² I	1.72·10 ⁻¹³	¹⁴⁴ Ce/ ¹⁴⁴ Pr	3.29·10 ⁻¹⁵

3.10. Дозовий коефіцієнт $B_{v\beta}^i$, який дорівнює потужності еквівалентної дози в базальному шарі шкіри, створюваної β-частинками та електронами конверсії і-го радіонукліду, що міститься в напівбезкінечній радіоактивній хмарі при концентрації 1 Бк/м³ (М.Г. Гусев, 1991)

Нуклід	$B_{v\beta}^i, (Зв*м^3)/(с*Бк)$	Нуклід	$B_{v\beta}^i, (Зв*м^3)/(с*Бк)$
¹⁴ C	6.85·10 ⁻¹⁶	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	6.94·10 ⁻¹⁴
⁴¹ Ar	2.42·10 ⁻¹⁴	¹³⁸ Xe	3.49·10 ⁻¹⁴
⁶⁰ Co	4.31·10 ⁻¹⁵	¹³² Te	2.75·10 ⁻¹⁵
⁸⁸ Kr	1.86·10 ⁻¹⁴	¹³¹ I	1.09·10 ⁻¹⁴
⁸⁹ Sr	2.96·10 ⁻¹⁴	¹³³ I	2.28·10 ⁻¹⁴

^{90}Sr	$9.58 \cdot 10^{-15}$	^{134}Cs	$9.1 \cdot 10^{-15}$
^{90}Y	$3.12 \cdot 10^{-14}$	^{137}Cs	$1.32 \cdot 10^{-14}$
^{99}Mo	$2.13 \cdot 10^{-14}$	^{141}Ce	$8.97 \cdot 10^{-15}$
^{103}Ru	$2.28 \cdot 10^{-15}$	^{144}Ce	$3.77 \cdot 10^{-15}$

A_s^i - щільність забруднення території і-м радіонуклідом (поверхнева питома активність), Бк/м²

Перехід від поглиненої $P_{\text{abs, v}}$ (або еквівалентної, H_v) дози фотонного випромінювання в повітрі від плоского джерела (грунту) до ефективної дози зовнішнього рівномірного опромінення тіла людини здійснюється шляхом множення на коефіцієнт (k^{ext}):

$$E = H_v (P_{\text{abs, v}}) \cdot k^{\text{ext}}$$

де $k^{\text{ext}} = 0.9$ для дітей молодше 7 років, $k^{\text{ext}} = 0.8$ для молоді 8–17 років та $k^{\text{ext}} = 0.77$ для дорослих. В практиці використовується зважений по всіх вікових групах середній коефіцієнт 0.79.

Після радіоактивних випадів з часом відбувається зменшення інтенсивності випромінювання у зв'язку зі зменшенням активності завдяки фізичному розпаду радіонуклідів та їх заглибленню в ґрунт за рахунок вертикальної міграції, механічного перемішування ґрунту тощо. Так, в перші роки після поверхневого радіоактивного забруднення ґрунту радіоактивними ізотопами цезію на цілих майданчиках потужність еквівалентної дози на висоті 1 м від поверхні ґрунту була приблизно у два рази вища, ніж на ріллі, де радіонукліди перерозподіляються в 18–20-см орному шарі, а їх випромінювання екранується ґрунтом.

При оцінці очікуваної дози від поверхневого забруднення ґрунту гамма-випромінюючими радіонуклідами враховується зменшення їх активності за рахунок радіоактивного розпаду ($\lambda^i = \ln(2) / T_{1/2}^i$) і зменшення інтенсивності випромінювання за рахунок заглиблення зі сталою біологічного виведення зазвичай близько $\lambda_B = 0.04$ 1/рік:

$$E_{50}^i = A_s^i \cdot H_{sy}^i,$$

де H_{sy}^i – дозовий коефіцієнт (таблиця 3.11), який дорівнює очікуваній за 50 років дозі при початковому поверхневому забрудненні ґрунту i -м гамма-випромінюючим радіонуклідом – 1 Бк/м^2 , $(\text{Зв}\cdot\text{м}^2)/(\text{Бк})$.

3.11. Дозові коефіцієнти для фотонного випромінювання радіонуклідів (М.Г. Гусев, 1991)

Нуклід	B_{sy}^i (Зв·м ²)/(с·Бк)	H_{sy}^i (Зв·м ²)/(Бк)	Нуклід	B_{sy}^i (Зв·м ²)/(с·Бк)	H_{sy}^i (Зв·м ²)/(Бк)
⁶⁰ Co	$1.15 \cdot 10^{-15}$	$1.48 \cdot 10^{-7}$	¹³¹ I	$1.93 \cdot 10^{-16}$	$1.94 \cdot 10^{-10}$
⁶⁵ Zn	$2.74 \cdot 10^{-16}$	$5.61 \cdot 10^{-9}$	¹³³ I	$3.02 \cdot 10^{-16}$	$3.26 \cdot 10^{-11}$
⁹⁵ Zr	$3.70 \cdot 10^{-16}$	$2.95 \cdot 10^{-9}$	¹³⁴ Cs	$7.83 \cdot 10^{-16}$	$4.58 \cdot 10^{-8}$
⁹⁵ Nb	$3.83 \cdot 10^{-16}$	$1.68 \cdot 10^{-9}$	¹³⁷ Cs/ ^{137m} Ba	$2.91 \cdot 10^{-16}$	$1.01 \cdot 10^{-7}$
⁹⁹ Mo/ ^{99m} Tc	$1.50 \cdot 10^{-16}$	$5.14 \cdot 10^{-11}$	¹⁴⁰ Ba	$1.03 \cdot 10^{-16}$	$1.63 \cdot 10^{-10}$
¹⁰³ Ru/ ^{103m} Rh	$2.68 \cdot 10^{-16}$	$1.31 \cdot 10^{-9}$	¹⁴⁰ La	$1.03 \cdot 10^{-15}$	$2.15 \cdot 10^{-10}$
¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	$1.03 \cdot 10^{-16}$	$3.19 \cdot 10^{-9}$	¹⁴¹ Ce	$3.88 \cdot 10^{-17}$	$1.57 \cdot 10^{-10}$
¹³² Te/ ¹³² I	$1.30 \cdot 10^{-15}$	$5.30 \cdot 10^{-10}$	¹⁴⁴ Ce/ ¹⁴⁴ Pr	$2.44 \cdot 10^{-17}$	$5.74 \cdot 10^{-10}$

3.2.5. Екранування будівлями та врахування режиму поведінки людей при оцінках зовнішнього опромінення

Транспортні засоби, дороги з твердим покриттям, будинки і споруди, рілля на території перебування людей можуть частково екранувати і знижувати поглинену дозу при зовнішньому випромінюванні. Так, 25-сантиметровий шар цегли чи бетону зменшують інтенсивність гамма-випромінювання приблизно в 10 разів, а 10-сантиметровий свинцю – в 1000 разів. Тому при ліквідації аварії на Чорнобильській АЕС для захисту персоналу використовували важку бронетехніку і листовий свинець для зменшення доз зовнішнього опромінення.

Для перебування людей у приміщеннях прийнято використовувати коефіцієнт екранування будинками (приміщеннями) – k_e^n (табл. 3.12), що є співвідношенням потужності поглинених доз випромінювання всередині n-го приміщення і поза ним. У розрахунках середніх показників рекомендується використовувати значення $k_e = 0.4$. Коефіцієнт екранування дає змогу враховувати при оцінці поглиненої дози випромінювання час перебування людей у приміщеннях і на відкритому повітрі. У точніших розрахунках цієї дози для кожної з типових груп людей (маленькі діти, підлітки, дорослі, що працюють, і пенсіонери, жителі сіл, міст і смт) визначають приблизний час перебування в приміщеннях різних типів і на вулиці на ділянках з твердим покриттям, на ріллі і т.д. Виходячи з часу перебування в n різних умовах (t^n) і коефіцієнтів екранування (k_e^n), нормуючи на загальний час, оцінюють коефіцієнт режиму поведінки людини:

$$k_{et}^n = \frac{\sum_1^n k_e^n \cdot t^n}{\sum_1^n t^n} \quad 3.19$$

Коефіцієнт режиму поведінки є відношенням фактичної середньої індивідуальної дози зовнішнього опромінення представників групи населення за певний інтервал часу до максимально можливої дози опромінення, яку вони могли б отримати протягом всього розглянутого інтервалу часу, якби постійно знаходилися на відкритій місцевості (цілинній ділянці). Знаючи потужність поглиненої дози від хмари і ґрунту на різних ділянках території, час перебування на вулиці та у приміщеннях і коефіцієнти екранування, можна в разі зовнішнього опромінення оцінити поглинену дозу випромінювання для кожної з груп людей, а також для різних зон їх проживання і перебування.

3.12. Коефіцієнт екранування іонізуючого випромінювання від різних джерел будівлями (k_e), який рівний відношенню потужності дози в приміщенні та поза ним

Споруда або місцезнаходження	Від хмари (X) або забрудненого ґрунту (Г)	k_e	
На 1 м вище рівня ґрунту	X	1.0	
	Г	0.7	
Цегляний будинок	X	0.6	
	Г	0.05-0.3	
Невелика багатоповерхова будівля :		0.01	
	Підвал	Г	0.5
	Перший поверх	Г	
Велика багатоповерхова будівля :	X	0.2	
	Підвал	Г	0.005
	Перший поверх	Г	0.01

При оцінці середньої ефективної дози зовнішнього опромінення від чорнобильських радіоактивних випадів в Україні зараз використовують середньозважений коефіцієнт режиму поведінки людини: 0.29 – для мешканців сіл; 0.2 – мешканців селищ міського типу (сміт) та малих містечок, де переважають одноповерхові будинки; 0.13 – для мешканців міст. При цьому слід пам'ятати, що коефіцієнт режиму поведінки людини змінюється в залежності від сезону і для різних груп населення. Для жителів сіл він мінімальний для дітей віком до 7 років: 0.13 взимку і 0.18 влітку, і максимальний для сільськогосподарських працівників: 0.33 взимку і 0.43 влітку (для службовців і пенсіонерів: 0.24 взимку і 0.28–0.3 влітку).

В теперішній час через 24 роки після аварії на ЧАЕС, середньозважена (за віком, статтю, професією, режимом поведінки тощо) річна ефективна доза на сільське населення України, обумовлена зовнішнім гамма-випромінюванням ^{137}Cs складає:

$$E(\text{мЗв/рік})=A_s(\text{кБк/м}^2)*1.2\times 10^{-3}(\text{мЗв}\cdot\text{м}^2/\text{кБк}) \quad 3.16$$

Внесок інших чорнобильських радіонуклідів у формування дози на теперішній час невеликий – частки та одиниці процентів. Численні дослідження показують, що подальше зменшення потужності дози гамма-випромінювання завдяки процесам радіоактивного розпаду і заглиблення ^{137}Cs буде відбуватися з ефективним періодом напівзменшення близько 20 лет.

Потужність ефективної дози зовнішнього опромінення зменшилася приблизно в 30 разів протягом першого року після аварії на Чорнобильській АЕС в основному за рахунок розпаду короткоживучих радіонуклідів (^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru , $^{131,132}\text{I}$, $^{131,132}\text{Te}$, ^{140}Ba , ^{140}La). Радіоізотопи цезію дають основний внесок у формування дози зовнішнього опромінення від техногенних радіонуклідів починаючи з першого року після аварії ($^{134, 137}\text{Cs}$) і донині (^{137}Cs). При цьому зовнішня ефективна доза, отримана сільським населенням за перші 12 місяців після аварії, приблизно дорівнювала дозі, отриманій за наступні 5 років. Це означає, що населення, яке проживає в сільській місцевості, приблизно 50% зовнішнього опромінення за шість післяаварійних років отримало за перший рік.

За даними багаторічного вивчення закономірностей формування доз опромінення населення забруднених територій, найбільші дози зовнішнього опромінення у віддалений період після аварії на ЧАЕС отримують особи, які за родом занять чи особливостями поведінки значну частину часу проводять поза приміщеннями та проживають у будинках з найменшими захисними властивостями.

Доза зовнішнього опромінення критичної групи населення в конкретному населеному пункті (середня величина для 10% найбільш опромінюваних людей у населеному пункті за рахунок зовнішнього опромінення) від чорнобильського ^{137}Cs буде в 1.8 разів, а в смт і містах – в 2 рази вищою за середні значення для цього населеного пункту.

3.2.6. Вимірювання доз зовнішнього опромінення

Можливі кілька способів вимірювання й оцінки дози для конкретної людини і певної популяції в цілому. Для проведення радіаційного моніторингу зовнішнього опромінення на забруднених територіях зазвичай застосовують два основних види вимірювань:

- вимірювання індивідуальних доз зовнішнього опромінення (індивідуальний дозиметричний контроль);
- вимірювання потужностей доз γ -випромінювання в локаціях.

Найбільш простим і точним способом є вимірювання індивідуальних значень поглиненої дози випромінювання за конкретний час за показами особистого індивідуального дозиметра, який носять постійно на тілі (одягу) обстежуваного суб'єкта протягом усього часу вимірювання. Дозиметр має постійно носитися на тілі (одязі) людини в області грудей. При цьому має дотримуватися правильна орієнтація дозиметра (тканиноеквівалентним фільтром назовні). В нічний час дозиметр має знаходитися в житловому приміщенні поблизу місця, де спить людина, що його носить. Для отримання представницької інформації про дози, отримвані людиною, дозиметри експонуються протягом досить тривалого проміжку часу, який включає всі основні періоди діяльності людини (роботу, перебування вдома, переміщення, дозвілля і т.д.) і в повній мірі характеризує режим поведінки даного суб'єкта. Крім того, мінімальний період носіння дозиметра визначається тим, що накопичена ним доза повинна перевищувати поріг чутливості дозиметричної системи. Як правило, цей час складає від 1 до 3 місяців для населення. Для визначення індивідуальної дози зовнішнього опромінення необхідно з показів дозиметра відняти дозу, накопичену ним при зберіганні та в процесі транспортування з лабораторії до місця вимірювань і назад («транспортну дозу»), для чого використовують додаткові фонові дозиметри.

Індивідуальний дозиметричний контроль дозволяє найбільш точно враховувати всі фактори, що впливають на формування дози зовнішнього опромінення у жителів забруднених територій. Достатньо тривалий період носіння дозиметрів дозволяє виключити вплив на результати вимірювань відмінностей в режимах поведінки людей в окремі дні (вихідні та робочі дні, дощові та сонячні дні, зимою і влітку і т.п.), чого досить важко досягти при використанні інших методів. При проведенні індивідуального дозиметричного контролю населення важко розділити фонову природну і техногенну складові дози, оскільки існуючі індивідуальні дозиметри не дозволяють оцінити енергетичний спектр гамма-випромінювання. В цьому випадку приходиться з отриманих індивідуальних доз вираховувати середнє для даної території значення внеску природних джерел. Такий підхід може призводити до великих похибок оцінки індивідуальних доз на слабо забруднених територіях, де внесок природних джерел може суттєво перевищувати внесок техногенної складової опромінення. Тому на тепер рекомендується проводити індивідуальний дозиметричний контроль лише в тих населених пунктах, які постраждали внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС і де щільність радіоактивного забруднення ^{137}Cs складає не менше 370–555 кБк/м².

В якості детекторів індивідуальних дозиметрів найчастіше застосовують прилади, принцип роботи яких базується на іонізаційному (сила струму за рахунок іонізації газу в дозиметрі пропорційна дозі), фотографічному (ступінь почорніння фоточутливого шару плівки пропорційний дозі) або люмінесцентному методах дозиметрії для оперативного, довготривалого та базового (експертного, масового) індивідуального дозиметричного контролю. Переваги та недоліки різних типів дозиметрів приведені в таблиці 3.13. Масове вимірювання індивідуальних доз зовнішнього опромінення проводиться, як правило, з використанням термолюмінесцентних дозиметрів.

3.13. Порівняльна характеристика різних типів індивідуальних дозиметрів (Х.Х. Перевозніков, 2007)

Тип дозиметра	Переваги	Недоліки
Іонізаційний: іонізаційні камери прямопоказуючі (ДК-02, ДКП-50), конденсаторні (КІД-2, КІД-6), на базі лічильників Гейгера (ДКС-04, МКС-05)	Низька вартість і простота. Оперативність отримання інформації Висока чутливість	Істотна енергетична залежність більшості моделей Малий діапазон вимірюваних доз. Велика втрата інформації через саморозрядження
Фотографічний: фотодозиметри (ІФКб, ІФК-263б, ІФКУ)	Низька вартість детекторів і апаратури Документальність	Велика енергетична залежність Малий діапазон вимірюваних доз. Відносно велика похибка вимірювань. Відносна складність і працеемкість обробки детекторів, що вимагає стандартних умов. Необхідність закупки витратних матеріалів.
Термолюмінесцентний: КДТ-02, ДТУ-01; комп'ютеризовані пристрої з автоматичною калібрувкою, зчитуванням і накопиченням інформації (HARSHAW, ALNOR та ін.)	Широкий діапазон вимірюваних доз. Висока чутливість. Мала енергетична залежність. Тривале зберігання інформації. Відсутність залежності від параметрів довкілля. Автономність, малі розміри детектора.	Відносно висока початкова вартість Втрата інформації після зчитування показників.

В основі принципу дії ТЛД-дозиметрів лежить властивість деяких діелектриків (термолюмінофорів) накопичувати й тривалий час зберігати

інформацію про дію іонізуючого випромінювання. При нагріванні вони випромінюють кванти світла, кількість яких пропорційна накопиченій дозі. Це світло реєструється спеціальним пристроєм (ТЛД-зчитувачем), який і дає інформацію щодо накопиченої дозиметром дози опромінення. В ході зчитування інформація про накопичену дозу стирається, що робить можливим повторне використання ТЛД-дозиметрів для визначення дози.

Найчастіше застосовуються ТЛД-дозиметри на основі детекторів з фтористого літію, активовані Тl і Mg (TLD-100) або Mg, Cu і P (MCP). До їх переваг відносяться висока чутливість, тривале збереження накопиченої інформації та практично повна тканиноеквівалентність, що забезпечує слабку залежність їх показників від енергії гамма-випромінювання.

ТЛД-дозиметр має один або кілька термолюмінесцентних детекторів, поміщених в корпус, конструкція якого забезпечує вимірювання тієї чи іншої дозиметричної величини.

ТЛД-системи, які застосовують детектори TLD-100, характеризуються порогом чутливості (мінімально детектованої дози) порядку 10 мкЗв. Основна похибка вимірювання поглиненої дози при цьому складає 2-3% для автоматизованих ТЛД-систем (типу Harshaw, ALNOR і т.п.) і 15-20% для ручних ТЛД-зчитувачів.

Інший спосіб є менш точним, але більш оперативним і простим. Мова йде про оцінку ефективної дози, отриманої внаслідок зовнішнього опромінення за даними вимірювань у повітрі потужностей еквівалентних (поглинених, експозиційних) доз γ - і β -випромінювання спеціальними дозиметрами на території проживання, пересування, роботи і відпочинку людей (у локаціях). При цьому потужність дози вимірюють у тих місцях (локаціях) обстежуваного населеного пункту і його ареалу, які враховуються при визначенні режимів поведінки окремих груп населення. До цих локацій рекомендується відносити: житло та громадські будівлі, типові для обстежуваного населеного пункту; присадибні ділянки; вулиці; виробничі

приміщення; робочі місця поза приміщеннями на території населеного пункту; цілинні майданчики; орні землі; прилеглі лісові масиви; зони відпочинку (луки, берег річки і др.).

Для оцінки компоненту дози зовнішнього опромінення, обумовленого техногенними радіонуклідами, необхідно з отриманих результатів вирахувати внесок природних джерел (космічне випромінювання, яке залежить від широти місцевості та висоти над рівнем моря; випромінювання природних радіонуклідів (ряди урану й торію, а також ^{40}K , присутніх у земній корі; випромінювання природних радіонуклідів, присутніх у будівельних конструкціях), а також власний фон дозиметра та випромінювання власне тіла людини. Оцінка внеску природних джерел у вимірювану величину потужності дози γ -випромінювання в різних локаціях може здійснюватися шляхом проведення в тих же точках польових γ -спектрометричних вимірювань, які дозволяють виділити внесок $\gamma\gamma$ -випромінювання техногенних і природних радіонуклідів.

Кожен гамма-дозиметр має власний фон (D_{ϕ}), тобто ненульові показники приладу при істинному значенні вимірюваної величини, яке дорівнює 0, обумовлені наявністю радіоактивних домішок в матеріалах його конструкції, особливостями використовуваних у ньому фізичних принципів реєстрації випромінювань, шумами в електронних схемах тощо. Для більшості серійних дозиметричних приладів, оснований на використанні газорозрядних лічильників, ця величина складає 35–45 нГр/год. Для кожного гамма-дозиметра характерна і власна величина «відгуку» на космічне випромінювання, тобто внесок космічного випромінювання в його показники, виражений в одиницях потужності дози γ -випромінювання (D_K). Він, як правило, не дорівнює реальній потужності дози космічного випромінювання і може суттєво від неї різнитися для різних типів дозиметрів. Для більшості серійних дозиметричних приладів, що базуються на використанні газорозрядних лічильників, ця величина на рівні моря в

середніх широтах складає 18–35 нГр/год. Сумарне значення власного фону гамма-дозиметра і його відгуку на космічне випромінювання (нульового фону, $D_0=D_{\phi}+D_k$), в ряді випадків, може бути співставним або навіть перевищувати значення вимірюваної величини – потужності дози гамма-випромінювання (D_{γ}). В табл. 3.14. для ілюстрації наведений отриманий НДІ радіаційної гігієни (м. Санкт-Петербург) за результатами практичних вимірювань діапазон значень нульового фону для деяких типів гамма-дозиметрів, які застосовуються в Білорусі, Росії та Україні.

3.14. Діапазон значень нульового фону для деяких типів гамма-дозиметрів (D_0)

Марка дозиметра	Нульовий фон, нГр/год
ДРГ- 01Т1	65 – 75
ДБГ- 06Т	65 – 75
EL-1101, ДКС-1117А	15 – 20
ЭКО-1	50 – 60
EL – 1119, ДКС-АТ1121, ДКС-АТ1123	12 – 18

З приведених результатів видно, що звична величина гамма-фону 100–120 нГр/год, яка отримується за допомогою широко поширеного приладу ДРГ-01Т1, відповідає реальній потужності дози гамма-випромінювання 30–50 нГр/год, тобто в 2–3 рази меншій. Таким чином, ігнорування цього факту може суттєво викривити оцінки доз зовнішнього гамма-випромінювання, що отримуються на основі результатів такого типу вимірювань.

Для отримання середньої потужності дози γ -випромінювання \overline{D}_{γ} в локації необхідно із середніх показів дозиметра \overline{D} в конкретній локації вирахувати середнє числове значення його нульового фону \overline{D}_0 в даній місцевості:

$$\overline{D}_{\gamma} = \overline{D} - \overline{D}_0 \quad 3.17$$

при цьому відносна похибка вимірювання середньої потужності дози γ -випромінювання $\delta \overline{D}_\gamma$ при кількості одиничних вимірювань не менше п'яти буде тим нижчою, чим більшою є різниця між середніми значеннями \overline{D} і \overline{D}_0 :

$$\delta \overline{D}_\gamma = \delta + 2 \frac{\sqrt{\sigma \overline{D}^2 + \sigma \overline{D}_0^2}}{\overline{D} - \overline{D}_0}, \quad 3.18$$

де δ – границя основної (паспортної) відносної похибки самого дозиметра;

$\sigma \overline{D}$ і $\sigma \overline{D}_0$ – стандартні відхилення середніх значень показників дозиметра (\overline{D}) в локації та результатів вимірювань середнього нульового фону (\overline{D}_0). Тобто необхідно наперед визначити кількісні значення цих характеристик та їх похибки для кожного дозиметричного приладу, що застосовується для проведення вимірювань. Ця процедура є важливим і, в ряді випадків, абсолютно необхідним елементом методики вимірювання потужності дози γ -випромінювання. Вимірювання нульового фону гамма-дозиметра можуть проводитися над поверхнею водойми, де внесок γ -випромінювання природних і техногенних радіонуклідів є незначним за рахунок його екранування водою, і показники дозиметра практично повністю визначаються сумою його власного фону та відгуку на космічне випромінювання. Ці умови виконуються при проведенні вимірювань над поверхнею водойми (0.3–1 м) глибиною більше 3 м на відстані 50–150 м від берега. Географічна широта і висота над рівнем моря місць проведення вимірів у локаціях і місця, де проводилися вимірювання величини нульового фону гамма-дозиметра, не повинні відрізнятися більш, ніж на 20 градусів і 500 м, відповідно. Наявність даних нульового фону для кожного застосовуваного для проведення вимірювань гамма-дозиметра дозволить коректно інтерпретувати результати вимірювання потужності дози гамма-випромінювання на відкритій місцевості та, з дещо більшою похибкою, в будівлях і спорудах, оскільки внесок космічного випромінювання у

показники дозиметра в будинках дещо відрізняється від цієї величини на відкритій місцевості через екрануючу дію конструкцій будівель. Коефіцієнт екранування, як правило, становить 0.9–1.0 і не приводить до суттєвого збільшення похибок вимірювань.

Переносні гамма-дозиметри, які в нинішній час застосовуються для вимірювання потужності дози γ -випромінювання, можна поділити на два типи:

- гамма-дозиметри, що дозволяють виконувати необхідну кількість відліків, за результатами яких користувач має самостійно вирахувати середнє значення вимірюваної величини і його статистичну похибку (тип 1);
- гамма-дозиметри, які в процесі вимірювання автоматично обчислюють середнє значення вимірюваної величини та його статистичну похибку (тип 2).

До гамма-дозиметрів 1-ого типу відноситься більшість приладів з датчиком на основі лічильників Гейгера-Мюллера. Для них характерна досить висока величина нульового фону (45–75 нГр/год). Найбільш поширеними в Білорусі, Росії й Україні приладами цього типу є гамма-дозиметри ДРГ-01Т1, ДБГ-06Т і т.д.

В якості типового представника гамма-дозиметрів 1-ого типу можна розглянути цифровий широкодіпазонний переносний дозиметр ДРГ-01Т1, призначений для вимірювання потужності експозиційної дози фотонного випромінювання з енергією від 0.05 МеВ до 3.0 МеВ з границею припустимої основної відносної похибки (для 95% довірчого інтервалу), що визначається за формулою:

$$\delta P = \pm \left(15 + \frac{0.5 \cdot x}{P} \right) \% \quad 3.19$$

де: x – одиниця розмірності відповідного піддіпазону (1 мР/год чи 1 Р/год);

P – виміряне значення потужності експозиційної дози в одиницях відповідного піддіапазону вимірювання (мР/год чи Р/год).

Як свідчить формула (3.21), при показниках дозиметра 0.01 мР/год (10 мкР/год) границя основної відносної похибки вимірювань складає 65%.

Зміна чутливості дозиметра в залежності від енергії реєстрованого гамма-випромінювання не перевищує $\pm 25\%$ по відношенню до його чутливості до гамма-випромінювання ізотопу ^{137}Cs (662 кеВ).

До гамма-дозиметрів 2-го типу відноситься більшість сучасних дозиметрів із сцинтиляційними датчиками (ДКС-1117А, ДКС-АТ1121 і т.п.), хоча зустрічаються дозиметри цього типу з датчиками на базі лічильників Гейгера-Мюллера (наприклад, ДКС-4, МКС-05). Дозиметри цього типу значно простіші й зручніші в роботі. Гамма-дозиметри зі сцинтиляційними датчиками, які переважно відносяться до 2-го типу, мають, крім того, приблизно в 4 рази меншу величину нульового фону, але вони зазвичай є дещо дорожчими.

В якості типового представника гамма-дозиметрів другого типу можна розглянути цифровий гамма-дозиметр EL-1101, який дозволяє вимірювати потужність дози γ -випромінювання в енергетичному діапазоні від 0.04 до 3.0 МеВ. Дозиметр автоматично обчислює середнє значення вимірюваної величини та його відносну статистичну похибку, яка зменшується зі збільшенням тривалості вимірювання. Це дозволяє проводити вимірювання до тих пір, поки не досягнута бажана величина відносної похибки.

Важливу роль у забезпеченні якості вимірювань потужності дози γ -випромінювання грає дотримання геометрії вимірювань. При проведенні вимірювань датчик гамма-дозиметра повинен встановлюватися на висоті 1 м над поверхнею землі, що найбільш відповідає умовам опромінення людей. Бажано мати спеціальні штатні засоби забезпечення точної установки датчика на цій висоті (підставка, штатив тощо). Крім того, важливу роль грає розміщення датчика гамма-дозиметра відносно дозиметриста. При

розміщенні його поблизу тіла людини спостерігається заниження показників дозиметра за рахунок екранування датчика тілом, яке може становити 20 і більше процентів. Тому при проведенні вимірів дозиметрист має розташовуватися не ближче, ніж за 1 м від датчика дозиметра, а сторонні люди – не ближче 5 м. За відсутності спеціальних засобів фіксації датчика дозиметра дозволяється держати його у витягнутій в бокову сторону руці для максимального зменшення ефекту екранування датчика тілом дозиметриста.

Для проведення вимірів потужності дози γ -випромінювання на відкритій місцевості слід, по можливості, вибирати рівні ділянки місцевості розміром не менше 60×60 м таким чином, щоб відстань до найближчої будівлі від точки вимірювання було не меншою за 30 м. При виконанні вимірювань у приміщенні датчик приладу слід, по можливості, розміщувати поблизу центра приміщення. Відстань від точки вимірювання до вікон, грубки, дверних отворів має бути, по можливості, не менше 2–3 м.

Вимірювання потужностей доз γ -випромінювання на відкритій місцевості за відсутності снігового покриву повинно проводитися не раніш, ніж за 3 години після дощу (рекомендується проводити вимірювання не раніше, ніж через добу після дощу). Це необхідно, щоб уникнути спотворення результатів вимірювань внаслідок тимчасового підвищення потужності дози γ -випромінювання за рахунок продуктів розпаду радону, вимитих дощем з атмосфери на поверхню ґрунту.

3.3. Методи оцінок і розрахунку доз внутрішнього опромінення

Внутрішнє опромінення – опромінення тіла людини (її окремих органів та тканин) від джерел іонізуючих випромінювань, що знаходяться в самому тілі, за рахунок проникнення (надходження) радіоактивних речовин до організму людини через дихальну систему, систему травлення або шкіру:

надходження інгаляційне – проникнення радіоактивних речовин в організм людини через органи дихання.

надходження пероральне – проникнення радіоактивних речовин в організм людини через ротову порожнину.

Дози внутрішнього опромінення людини оцінюються (розраховуються) на основі прямих вимірів вмісту радіонуклідів у організмі за допомогою спеціальних *лічильників випромінювань людини* (ЛВЛ) або непрямих вимірювань вмісту радіонуклідів у повітрі та продуктах харчування, їх надходження з повітрям, що вдихається, їжею та питною водою, а також на основі даних щодо їх виведення з організму з сечею і фекаліями. Далі використовують біокінетичні моделі для розрахунку ефективної дози за величиною надходження за допомогою довідкових дозових коефіцієнтів (що виражають дозу на одиницю надходження активності i -го радіонукліда, Зв/Бк). Для цього використовують рекомендовані Міжнародною комісією радіаційного захисту (МКРЗ: ICRP, 1994, 1996) і приведені в Директиві ЄС по базових нормах безпеки (EU, 1996), а також в Міжнародних основних нормах безпеки (ІАЕА, 1996) дозові коефіцієнти, які дорівнюють ефективній дозі (Зв) при пероральному (B_{ing}^i) або інгаляційному (B_{inh}^i) надходженні 1 Бк штучного або природного i -го радіонукліда в організм людини залежно від її віку (характеру дихання) і фізико-хімічних властивостей форми знаходження радіонукліда (розчинності, дисперсного складу радіоактивних аерозолів при інгаляції і т.п.). Усереднені значення цих дозових коефіцієнтів для консервативних оцінок ефективних доз внутрішнього опромінення за рахунок надходження техногенних радіонуклідів до організму людини через дихальну систему (B_{inh}^i) і систему травлення (B_{ing}^i), приведені в табл. 3.15. Вони свідчать, що для більшості радіонуклідів дозові коефіцієнти в разі вдихання є більшими, ніж при пероральному надходженні. Особливо велика різниця (у 100 разів) для трансуранових елементів (ТУЕ), хоча після аварії на

Чорнобильській АЕС дози опромінення населення формувалися в основному за рахунок перорального, а не інгаляційного надходження радіонуклідів. Нижче приведені більш точні методи розрахунку внутрішніх доз опромінення і необхідні для цього дозові коефіцієнти.

3.15. Дозові коефіцієнти, які визначають консервативну оцінку очікуваної ефективної дози (E^i , Зв) при пероральному (B_{ing}^i , для максимальних значень коефіцієнтів всмоктування у кишечнику) або інгаляційному (B_{inh}^i , для максимальних значень для різних класів розчинності аерозолів і АМАД=1 і 5 мкм) надходженні 1 Бк і-го радіонукліда в організм дорослої людини (за 60-тою публікацією МКРЗ)

Радіонуклід	Дозові коефіцієнти, Зв/Бк		Радіонуклід	Дозові коефіцієнти	
	у разі проковтування, B_{ing}^i	у рази вдихання, B_{inh}^i		у разі проковтування, B_{ing}^i	у рази вдихання, B_{inh}^i
^{90}Sr	$2.8 \cdot 10^{-8}$	$1.5 \cdot 10^{-7}$	^{144}Ce	$8.8 \cdot 10^{-9}$	$5.3 \cdot 10^{-9}$
^{95}Zr	$1.3 \cdot 10^{-9}$	$5.5 \cdot 10^{-9}$	^{238}Pu	$5.1 \cdot 10^{-7}$	$4.3 \cdot 10^{-5}$
^{131}I	$2.2 \cdot 10^{-8}$	$2.0 \cdot 10^{-8}$	^{239}Pu	$5.6 \cdot 10^{-7}$	$4.7 \cdot 10^{-5}$
^{134}Cs	$1.9 \cdot 10^{-8}$	$9.6 \cdot 10^{-9}$	^{240}Pu	$5.6 \cdot 10^{-7}$	$4.7 \cdot 10^{-5}$
^{137}Cs	$1.3 \cdot 10^{-8}$	$6.7 \cdot 10^{-9}$	^{241}Pu	$1.1 \cdot 10^{-8}$	$8.5 \cdot 10^{-7}$
^{141}Ce	$1.2 \cdot 10^{-9}$	$3.8 \cdot 10^{-9}$	^{241}Am	$5.7 \cdot 10^{-7}$	$3.9 \cdot 10^{-5}$

3.2.2. Внутрішнє опромінення від інгаляційного надходження радіонуклідів

Для оцінки дози внутрішнього опромінення людини за рахунок інгаляційного надходження радіонуклідів у організм за час t необхідно знати інтегральну (середню) концентрацію радіонуклідів у області дихання людини, дисперсний склад і клас розчинності радіоактивних аерозолів, а також залежний від віку й інтенсивності дихання об'єм повітря, що вдихається протягом часу t людиною, і відповідний дозовий коефіцієнт.

Знаходження радіонуклідів у повітрі може бути обумовлене або їх викидом в атмосферу підприємствами ЯПЦ і другими джерелами, або

3 місяці	0.09	17			0.19	7		
1 рік	0.15	14	0.22	3.33	0.35	6.67		
5 років	0.24	12	0.32	4	0.57	8		
10 років	0.31	10	0.38	4.67	1.12	8.33	2.03	
15 років	0.42	10	0.48	5.5	1.38	7.5	2.92	1
Дорослий	0.45	8	0.54	6	1.5	9.75	3	0.25
Дорослий, персонал (категорії А, Б)			0.54	2.5	1.5	5.5		

Дозовий коефіцієнт залежить від віку людини (з віком змінюється розмір органів, тіла та метаболізм), певного класу розчинності (розчинність аерозолі визначає метаболізм радіонуклідів у організмі) й AMAD аерозолі (дисперсний склад аерозолів, пари та газів визначають кількісні характеристики їх відкладення та транспорту в дихальній системі людини). З розчинних аерозолів радіонукліди швидко всмоктуються в організм людини, а нерозчинні можуть тривалий час залишатися в дихальній системі, причому механізм та швидкість їх виведення залежить від місця відкладання частинок аерозолі. Радіоактивні аерозолі за ступенем розчинності в організмі людини ділять на 3 класи: S – повільний; M – середній і F – швидкий.

Крупні аерозолі відкладаються у верхніх дихальних шляхах, а дрібні можуть проникати в альвеоли легень. Половина активності аерозолі, що розглядається, асоційована з частками, які мають діаметр більший, ніж AMAD. Поняття AMAD використовується, коли домінуючими механізмами, що визначають відкладення в органах дихання, є інерційне та гравітаційне осадження, як правило, при значеннях AMAD більших за 0.5 мкм. При відсутності фактичних даних припускається логнормальний розподіл часток з AMAD = 1 мкм. Дисперсний склад радіоактивних аерозолів вимірюють шляхом їх відбору на спеціальні багатокаскадні імпаکتори.

Часто для спрощення оцінок доз внутрішнього опромінення при інгаляції радіонуклідів приводять добуток дозових коефіцієнтів на середню

швидкість вдихуваного повітря ($B_{inh}^i \cdot V_t$) в залежності від віку людини та AMAD і класу розчинності аерозолу (рРис. 3.2).

Середньозважені по віковій структурі сільського населення України референтні дози ($E_{inh}^i / A_{int}^i = B_{inh}^i \cdot V_t / t$, (Зв·м³)/(Бк·с)) після Чорнобильської катастрофи на одиницю інтегральної концентрації в повітрі і-го радіонукліду ($A_{int}^i = 1$ Бк·с/м³) приведені в табл. 3.17.

3.17. Середньозважені по віковій структурі сільського населення України референтні дози після Чорнобильської катастрофи на одиницю інтегральної концентрації в повітрі і-го радіонукліду ($A_{int}^i = 1$ Бк·с/м³)

Радіонуклід	$E_{inh}^i = B_{inh}^i \cdot V_t / t$, (Зв·м ³)/(Бк·с)
⁸⁹ Sr	$2,9 \cdot 10^{-13}$
⁹⁰ Sr	$6,3 \cdot 10^{-12}$
²³⁸ Pu	$3,9 \cdot 10^{-9}$
²³⁹ Pu	$3,9 \cdot 10^{-9}$
²⁴⁰ Pu	$3,9 \cdot 10^{-9}$
²⁴¹ Pu	$4,0 \cdot 10^{-11}$
²⁴¹ Am	$3,9 \cdot 10^{-9}$

Проведення сільськогосподарських робіт пов'язане з антропогенним впливом на ґрунт, що призводить до підвищеного пилопідйому радіоактивних речовин. Інгаляційне надходження радіонуклідів у організм механізаторів за один робочий день може перевищити річне надходження для других груп населення. Це дозволяє вважати механізаторів критичною групою населення з точки зору небезпеки інгаляційного надходження радіонуклідів. Численні дослідження співробітників УкрНДІ сільськогосподарської радіології після аварії на Чорнобильській АЕС показали, що герметизовані кабіни тракторів зменшують на робочих місцях механізаторів концентрацію пилу в повітрі в 10–100 разів, а радіоактивних

речовин лише в 5–8 разів у порівнянні зі звичайними кабінами. Основна доля пилових частинок (77-99% від загальної кількості) у повітрі мають розмір не більше 1 мкм. АМAD радіоактивних аерозолів, включаючи трансуранові елементи (ТУЕ), в кабінах тракторів складає 5–15 мкм і збільшується, як і власне концентрація радіонуклідів, у випадку відкритих вікон кабін і на причіпних знаряддях (табл. 3.18). Найбільш значимим фактором, що впливає на концентрацію радіонуклідів у повітрі (до 1000 разів), є вологість ґрунту. Навіть протягом одного робочого дня за рахунок висихання ґрунту може спостерігатися зростання концентрації радіонуклідів у повітрі удвічі.

3.18. Концентрація пилу, відношення об'ємної концентрації радіонуклідів (^{137}Cs , $^{238-240}\text{Pu}$) до щільності забруднення ґрунту (R), а також АМAD радіоактивних аерозолів у зоні дихання персоналу при проведенні сільськогосподарських робіт

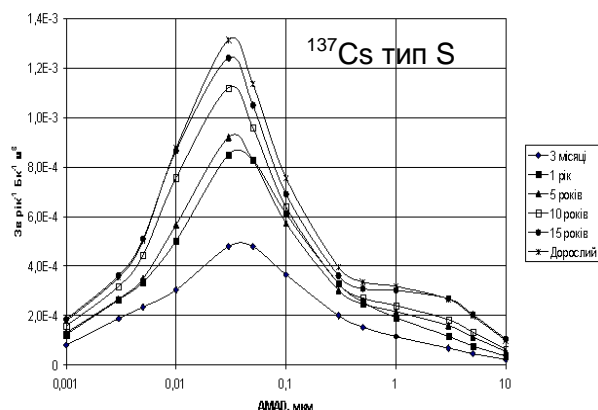
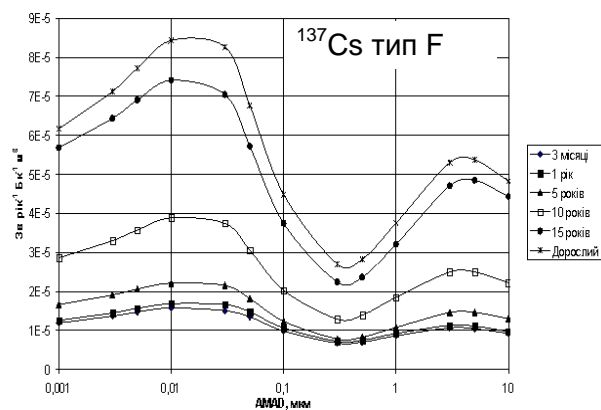
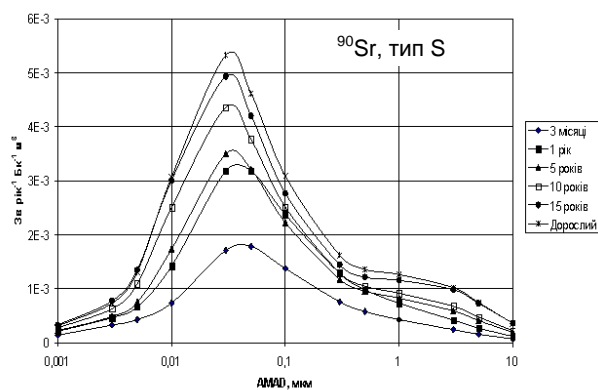
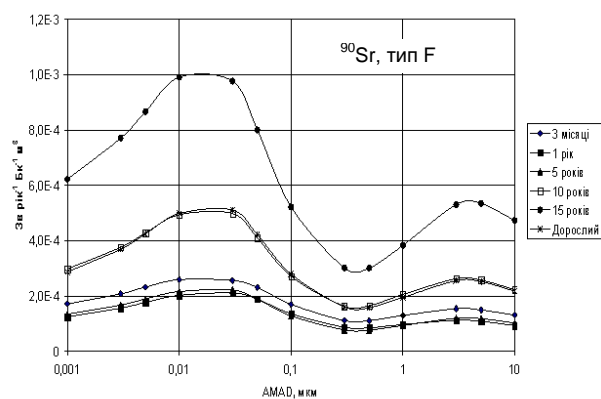
Вид сільськогосподарських робіт	Концентрація пилу, мг/м ³	R , 10^{-9} , м ⁻¹	АМAD, мкм
Оранка ґрунту	0.3*-80	5-1000	6-8
Культивація ґрунту	1.6*-50	30-1000	15-18
Внесення добрив	20	200-300	4
Укатка ґрунту	1.7*	20	-
Посадка картоплі	10-300	100-4000**	10-14 24**
Внесення добрив	20-170	500-5000	-
Міжрядна обробка	61	2000	-
Збирання жита	14-20	30-300	9-20
Збирання соломи	6	50	12-14

* – герметизовані кабіни тракторів

** – при відкритих вікнах кабін

На основі отриманих експериментальних даних щодо концентрації, дисперсного складу і класу розчинності чорнобильських радіоактивних аерозолів з використанням описаних вище методів були розраховані інгаляційні дозові навантаження на механізаторів, які є критичною групою

населення. В результаті проведених оцінок було показано, що навіть для цієї критичної групи населення на територіях, забруднених у результаті Чорнобильської аварії, ефективні дози від інгаляції радіонуклідів (^{137}Cs , ^{238}Pu , ^{241}Am) є на 1–3 порядки величини нижчими за дозові навантаження, обумовлені зовнішнім опроміненням від ^{137}Cs протягом року. Слід підкреслити, що на забруднених у результаті Чорнобильської катастрофи територіях більшу небезпеку для здоров'я механізаторів у порівнянні з радіоактивністю в повітрі становить звичайна запиленість, яка часто в десятки разів перевищує встановлені нормативи (4 мг/м^3).



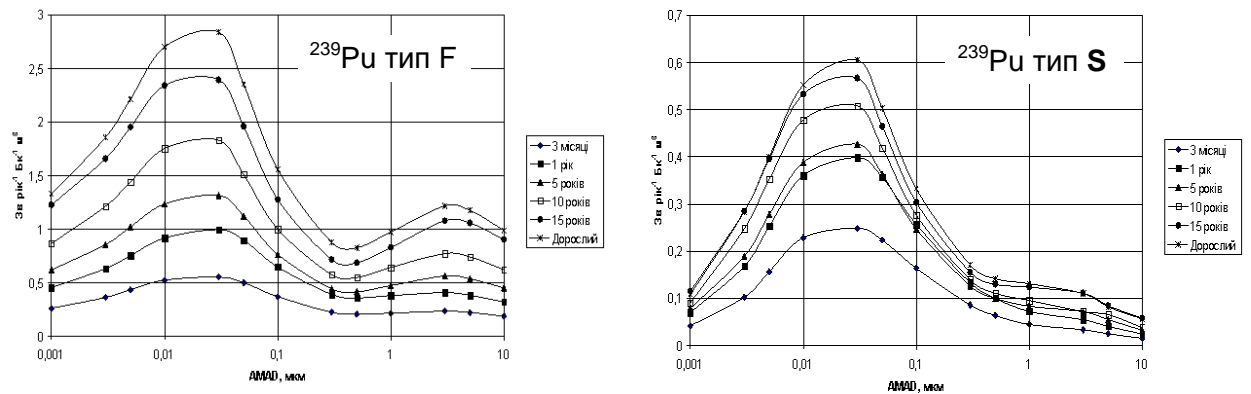


Рис. 3.2. Потужність дози ($E_{inh}^i / A_v^i = B_{inh}^i \cdot V_t$) на одиницю концентрації в повітрі ($A_v^i = 1 \text{ Бк/м}^3$) при інгаляції ^{90}Sr , ^{137}Cs і ^{239}Pu (референтний тип F і S) в залежності від віку людини та AMAD аерозолу (за НРБУ-97).

3.2.2. Внутрішнє опромінення від перорального надходження радіонуклідів з їжею, водою та заковтування радіонуклідів

Розрахунок і оцінку ефективної дози опромінення внаслідок уживання води та їжі, забруднених радіонуклідами, можна проводити кількома шляхами. Дози для конкретних осіб можуть бути розраховані за активністю ^{137}Cs в організмі, яку визначають за показаннями ЛВЛ (лічильник випромінювань людини). Слід зазначити, що ЛВЛ не дає відомостей про активність в організмі людини інших не гамма-випромінюючих радіонуклідів, таких як ^{90}Sr , $^{238-240}\text{Pu}$ і т.п. Інший шлях розрахунку ефективної дози ґрунтується на середніх оцінках активності радіонуклідів у продуктах харчування людини й у воді, за якими, з огляду на раціон, оцінюють річне надходження радіонуклідів в організм і множать його на відповідні дозові коефіцієнти для кожного радіонукліда, залежні від віку людини. Якщо немає регулярних даних вимірювань активності радіонуклідів у продуктах харчування і воді, то її розраховують за допомогою камерних моделей (стаціонарних і динамічних), виходячи із активності радіонуклідів у забруднених сільськогосподарських угіддях. Цей метод є малоприматним у

випадку оцінки індивідуальних доз для конкретних людей, але цілком виправданий, коли потрібно оцінити середні та колективні ефективні дози випромінювання для популяції населення, що проживає на певній території.

Як і в разі оцінки інгаляційної дози, підсумовують ефективні дози від усіх радіонуклідів, що знаходяться у повітрі та/чи в продуктах харчування.

Розрахунок доз опромінення населення за рахунок харчового раціону проводиться за формулою:

$$E_{ing} = \sum_1^n I_n \times A_n^i \times B^i \times p_n^i, \quad 3.21$$

де – E_{ing} , - очікувана ефективна доза (Зв);

n – кількість основних продуктів харчування і питної води, з яких складається харчовий раціон, що споживає людина на протязі року;

B_{ing}^i – дозовий коефіцієнт, який дорівнює ефективній дозі (Зв) при пероральному споживанні 1 Бк і-го радіонукліда в залежності від значень коефіцієнтів всмоктування в кишечнику та віку людини (табл. 3.19);

I_n – річне споживання n -ого продукту, кг (табл. 3.20);

A_n^i – питома активність і-го радіонукліду в n -му продукті, Бк/кг;

p_n^i – втрати і-го радіонукліда при кулінарній обробці n -го продукту (відношення питомої активності і-го радіонукліду в n -м продукті харчування до питомої активності в початковій сировині (табл. 3.21).

При розрахунку ефективної дози опромінення дітей та підлітків у віці до 17 років і дорослих необхідно використовувати відповідні дозові коефіцієнти (B_{ing}^i , Зв/Бк), що приведені МКРЗ для різних вікових груп (табл.

3.19). Дозові коефіцієнти та раціон споживання продуктів харчування (і пов'язане з ним надходження радіонуклідів у організм)

відрізняються в різних вікових групах. В певних випадках, наприклад, при надходженні ^{137}Cs з продуктами харчування після аварії на ЧАЕС, ефективна доза опромінення дорослих перевищувала дозу опромінення дітей, але для ^{131}I спостерігалась зворотна ситуація – максимальні ефективні дози опромінення були в дітей. Тому при оцінках і прогнозуванні рівнів опромінення населення розрахунки слід проводити для всіх радіонуклідів і вікових груп населення для отримання верхньої границі очікуваних ефективних доз опромінення.

Дані щодо кількості продуктів харчування, що споживає на протязі року населення регіону, можна отримати в регіональних управліннях статистики, а для дітей також в школах-інтернатах і дитячих дошкільних закладах методом аналізу меню-розкладок. Референтні об'єми питної води, що споживається протягом року, для дорослих складають 800 л, для дітей 10 років - 500 л, 1 року – 260 л і 3-місячних дітей – 220 л.

3.19. Дозові коефіцієнти B_{ing}^i (Зв/Бк), які дорівнюють очікуваній ефективній дозі (E_{ing}^i , Зв) на одиницю перорального надходження 1 Бк і-го штучного радіонукліда в залежності від значень коефіцієнтів всмоктування (f_1) в кишечнику та від віку людини

Радіонуклід	f_1	Вік людини, років				
		1-2	2-7	7-12	12-17	> 17
^{89}Sr	0.01	2.7E-08	1.6E-08	8.9E-09	4.8E-09	3.8E-09
	0.3	2.3E-08	1.4E-08	7.8E-09	4.3E-09	3.4E-09
^{90}Sr	0.01	2.6E-08	1.6E-08	9.0E-09	5.1E-09	4.2E-09
	0.3	1.2E-07	7.4E-08	4.4E-08	3.0E-08	2.8E-08
^{95}Zr	0.002	7.2E-09	4.6E-09	2.7E-09	1.6E-09	1.3E-09
^{103}Ru	0.05	6.3E-09	4.0E-09	2.3E-09	1.3E-09	1.1E-09
^{106}Ru	0.05	7.2E-08	4.5E-08	2.4E-08	1.3E-08	1.1E-08
^{131}I	1	1.8E-07	1.1E-07	6.0E-08	2.9E-08	2.2E-08
^{134}Cs	1	1.3E-08	1.3E-08	1.4E-08	1.9E-08	1.9E-08
^{137}Cs	1	9.9E-09	9.9E-09	1.0E-08	1.3E-08	1.3E-08
^{144}Ce	0.0003	6.1E-08	3.7E-08	2.0E-08	1.1E-08	8.7E-09
	0.001	6.2E-08	3.8E-08	2.1E-08	1.1E-08	8.8E-09

²³⁸ Pu	0.00001	6.3E-08	4.0E-08	2.3E-08	1.5E-08	1.2E-08
	0.0001	1.6E-07	1.1E-07	7.9E-08	6.2E-08	5.7E-08
	0.001	1.2E-06	8.4E-07	6.3E-07	5.4E-07	5.1E-07
²³⁹ Pu	0.00001	6.1E-08	3.9E-08	2.3E-08	1.5E-08	1.2E-08
	0.0001	1.7E-07	1.2E-07	8.4E-08	6.8E-08	6.2E-08
	0.001	1.2E-06	9.1E-07	7.0E-07	6.0E-07	5.6E-07
²⁴⁰ Pu	0.00001	6.1E-08	3.9E-08	2.3E-08	1.5E-08	1.3E-08
	0.0001	1.7E-07	1.2E-07	8.4E-08	6.8E-08	6.2E-08
	0.001	1.2E-06	9.1E-07	7.0E-07	6.0E-07	5.6E-07
²⁴¹ Am	0.0002	3.0E-07	2.2E-07	1.6E-07	1.3E-07	1.2E-07
	0.0005	6.7E-07	4.9E-07	3.7E-07	3.1E-07	2.9E-07
	0.001	1.3E-06	9.5E-07	7.2E-07	6.1E-07	5.7E-07

В різних країнах раціон харчування населення може сильно відрізнятись (табл. 3.20). Оцінки надходження радіонуклідів в організм людини проводять або для всіх продуктів харчування людини з урахуванням втрат при кулінарній обробці, або лише для основних дозоутворюючих (молоко, хліб, м'ясо, картопля, овочі, а також у випадку розрахунків для ^{134,137}Cs – дикоростучі гриби і ягоди), які в найбільших кількостях споживаються людиною і вміщують максимальну активність радіонуклідів. У нинішній час, після Чорнобильської катастрофи, з молоком надходить близько половини активності ¹³⁷Cs в організм сільського населення. Значний внесок у надходження ¹³⁷Cs в деяких регіонах можуть також давати дикоростучі гриби та ягоди. Тому, для спрощення оцінок ефективних доз внутрішнього опромінення сільського населення України (Методика-97, УНЦРМ) від ¹³⁷Cs використовувався «референтний» молочний еквівалент раціону (I_{milk}), що дорівнює 0.97 л/добу або 355 л/рік, який розраховувався як:

$$I_{\text{milk}}^i = \sum_1^n I_n \cdot A_n^i / A_{\text{milk}}^i \quad 3.22$$

Це дозволяє оперативно проводити оцінки середніх ефективних доз внутрішнього опромінення сільського населення. Середньорічне

пероральне надходження ^{137}Cs в організм з усіма продуктами харчування буде дорівнювати добутку середньої питомої активності ^{137}Cs в місцевому молоці (A_{milk}^i , Бк/л) на величину «референтного» молочного еквівалента, що враховує надходження з іншими продуктами (355 л/рік). Для сіл, розташованих біля лісових масивів, де в раціоні місцевого населення є істотною частка дикоростучих грибів, річне надходження ^{137}Cs збільшується ще на 10–20%.

Питома активність кожного i -го радіонукліду в n -му продукті (A_n^i , Бк/кг) вимірюється стандартними методами або розраховується. Наприклад, молоко може бути безпосередньо продуктом харчування чи сировиною для виробництва молочних продуктів (масла, вершків, сиру тощо). Знаючи питому активність i -го радіонукліду в молоці, шляхом її перемноження на показник втрат при кулінарній обробці молока (p_n^i , табл. 3.21) можна оцінити радіоактивне забруднення молочних продуктів харчування (масла, сиру, вершків, згущеного молока тощо).

3.20. Середньорічне споживання (I_n) n -ого продукту в Україні і Німеччині, кг/рік

n	Продукт	Україна	Німеччина				
		Дорослі	Вік, років				
			Дорослі	15	10	5	1
1	Зернові, хліб	146	81	63	56	45	22
2	Картопля	131	58	30	22	13	16
3	Овочі	99	64	60	54	49	33
4	Фрукти	47	44	37	33	26	55
5	Ягоди		5	5	4	4	0
6	Молоко	234	84	77	66	51	204
7	Концентроване молоко	58	7	6	5	4	0
8	Вершки		6	5	5	4	0
9	Масло		7	4	3	2	0
10	Сир		15	11	8	6	0

11	Яловичина	5	30	25	21	19	2
12	Свинина	48	39	33	28	26	1
13	Дикоростучі гриби	4	-	-	-	-	-

3.21. Втрати i -го радіонукліда при кулінарній обробці n -го продукту, p_n^i

Продукт	Cs, Rb	Sr	I	Ba	Pu	Ag, Co, Mo, Na, Sb, Tc, Te	Ru, Am, Cm, Ce, La, Mn, Nb, Nd, Pr, Np, Rh, Y, Zr
Пшениця, жито, овес і т.д. (зерно висівками)	3	3	3	3	4	3	3
Пшениця, жито і т.д. (борошно)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.2	0.5	0.5
Ячмінь на пиво	0.1	0.04	0.1	0.04	0.04	0.1	0.04
Овочі, картопля	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8
Фрукти та ягоди	1	1	1	1	1	1	1
Молоко → Масло	0.2	0.2	0.5	1	1	1	1
Молоко → Вершки (30%)	0.7	0.4	0.7	1	1	1	1
Молоко → Концентроване молоко	2.7	2.7	2.7	2.7	2.7	2.7	2.7
Молоко → Сир	0.6	6	0.6	1	1	1	1

Можна також розраховувати рівні радіоактивного забруднення сільськогосподарської продукції при кореневому і позакореневому (поверхневому) забрудненні, що детально розглянуто в інших розділах. Для грубих консервативних оцінок радіоактивного забруднення основних продуктів харчування при кореневому надходженні радіонуклідів у рослинність без врахування ґрунтово-кліматичних умов рекомендовано використовувати значення K_H , приведені в табл. 3.22 і

3.23. На пізній стадії аварії на Чорнобильській АЕС для оцінок

рівнів кореневого забруднення ^{137}Cs основних продуктів харчування рекомендовані значення $K_{\text{П}}$ для різних типів ґрунтів, приведені в табл. 3.24.

При цьому, для оцінок середньорічних ефективних доз внутрішнього опромінення використовуються середньозважені по віковій структурі населення України референтні дози (D , Зв) після Чорнобильської катастрофи на одиницю перорального надходження і-го радіонукліда (1 Бк) в організм (табл. 3.28).

3.22. Інтегровані коефіцієнти накопичення елементів ($K_{\text{Н}}$) в найважливіших продуктах харчування населення, (Бк/кг)/(Бк/кг); (за PNL 2003)

Радіонуклід	Листові овочі	Коренеплоди	Фрукти (овочі)	Зерно
Cl	70	70	70	70
Zn	1.3	0.35	0.9	1.6
Sr	3	0.5	0.2	0.2
Y	0.01	0.01	0.01	0.01
Zr	0.001	0.001	0.001	0.001
Nb	0.025	0.025	0.025	0.025
Tc	210	0.24	1.5	0.73
Ru	0.04	0.04	0.04	0.005
I	0.04	0.04	0.04	0.04
Cs	0.46	0.13	0.23	0.026
Ce	0.02	0.02	0.02	0.02
U	0.0083	0.012	0.004	0.0013
Pu	0.00006	0.001	0.00005	0.00001
Am	0.0005	0.0004	0.0003	0.00002

3.23. Інтегровані коефіцієнти переходу елементів у найважливіших продуктах харчування тваринного походження, (Бк/кг)/(Бк/добу); (за PNL 2003)

Радіонуклід	Яловичина	Молоко	Птиця	Яйця
Cl	0.02	0.017	0.03	2.7
Zn	0.1	0.01	7	3
Sr	0.008	0.0028	0.08	0.2

Y	0.001	0.00002	0.01	0.002
Zr	0.000001	0.0000006	0.00006	0.0002
Nb	0.0000003	0.0000004	0.0003	0.001
Tc	0.0001	0.00014	0.03	3
Ru	0.05	0.000003	0.007	0.005
I	0.04	0.009	0.05	4.4
Cs	0.05	0.008	3	0.4
Ce	0.000002	0.00003	0.002	0.00004
U	0.0003	0.0003	1	1
Pu	0.00001	0.000001	0.003	0.0005
Am	0.00004	0.000002	0.006	0.004

3.24. Інтегровані коефіцієнти переходу ^{137}Cs (K_{Π}) з різних ґрунтів в найважливіші продукти харчування населення, (Бк/кг)/(кБк/м²) (жирним шрифтом виділені рекомендовані значення)

Продукт	Група ґрунтів				
	Дерново-підзолисті	Сірі лісові	Чорноземи	Торф'яні	Вологі торф'яники Рівненської та Волинської областей
Молоко	0.17±0.07	0.07±0.03	0.03±0.02	0.6±0.3	6±3
	0.20	0.07	0.03	0.60	5.00
Яловичина	0.6±0.1	0.3±0.1	0.13±0.09	1.7±0.7	12±4
	0.6	0.25	0.1	2.0	10.0
Свинина	0.3±0.1	0.16±0.08	0.08±0.02	1.1±0.7	2.4±1.1
	0.30	0.10	0.05	1.00	4.00
Картопля	0.06±0.02	0.04±0.02	0.015±0.001	0.16±0.08	0.7±0.4
	0.06	0.04	0.015	0.20	1.00
Гриби	13±8	5±3	1.3±0.5	18±11	
	13.0	4.0	1.0	20.0	—

Для обмеження внутрішнього опромінення населення за рахунок перорального надходження радіонуклідів після аварії були введені Тимчасові допустимі рівні (ТДР-88 і ТДР-91) вмісту радіонуклідів у продуктах харчування (370 Бк/л $^{134,137}\text{Cs}$ в молоці й 3700 Бк/кг і 740 Бк/кг в м'ясі в 1986 і 1991 рр., відповідно), а в 1997 і 2006 рр. введені в Україні постійні «Державні гігієнічні нормативи. Допустимі

рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді» - ДР-2006 (табл.

3.26). Ці нормативи значно нижчі за прийняті в Європейському Союзі нормативи, але треба пам'ятати, що ДР-2006 не є *гранично допустимими рівнями* вмісту радіонуклідів у продуктах харчування. Так, наприклад, якщо людина протягом всього року споживає молоко з питомою активністю ^{137}Cs 50 Бк/л (в 2 рази нижче за норматив ДР-2006), то в організм надходить $50 \text{ Бк/л} \cdot 1 \text{ л/день} \cdot 365 \text{ днів} = 18250 \text{ Бк}$, що відповідає ефективній дозі опромінення дорослої людини 0.22 мЗв/рік. Якщо ж людина один раз на рік з'їсть кілограм свіжих грибів з питомою активністю ^{137}Cs 5000 Бк/кг (в 10 разів вище за норматив у ДР-2006), то в організм надійде 5000 Бк, що для дорослої людини буде відповідати ефективній дозі опромінення 0.06 мЗв/рік. Таким чином, ефективна доза опромінення від великої кількості молока з низьким рівнем радіоактивного забруднення, що задовольняє гігієнічним нормативам, буде вищою в порівнянні з дозою від малої кількості високо забруднених грибів. Споживання продуктів харчування з питомою активністю радіонуклідів, що перевищує нормативи ДР-2006 навіть в десятки чи сотні разів, не приведе до детерміністичних ефектів, на відміну від споживання продуктів, забруднених хемотоксикантами понад гранично допустимий рівень, що може просто викликати отруєння людини.

Доза внутрішнього опромінення критичної групи населення в конкретному населеному пункті (середня величина для 10% найбільш опромінюваних за рахунок внутрішнього опромінення людей у населеному пункті) від чорнобильського ^{137}Cs буде в 3 рази, а в селищах міського типу і містах – у 4 рази вищою за середні значення для цього населеного пункту. З міркувань консервативності, *середньорічну ефективну дозу* (СРЕД) опромінення критичної групи жителів визначають шляхом арифметичного

додавання СРЕД зовнішнього опромінення критичної (за зовнішнім опроміненням) групи населення і СРЕД внутрішнього опромінення критичної (за внутрішнім опроміненням) групи населення.

3.25. Середньозважені по віковій структурі населення України дозові коефіцієнти (B_{ing}^i , Зв/Бк), які дорівнюють очікуваній ефективній дозі (E_{ing}^i , Зв) після аварії на Чорнобильській АЕС на одиницю перорального надходження і-го радіонукліда (1 Бк) в організм

Радіонуклід	Дозовий коефіцієнт, Зв/Бк
^{89}Sr	$3.8 \cdot 10^{-9}$
^{90}Sr	$3.7 \cdot 10^{-9}$
^{137}Cs	$1.2 \cdot 10^{-8}$
^{238}Pu	$2.4 \cdot 10^{-7}$
^{239}Pu	$2.6 \cdot 10^{-7}$
^{240}Pu	$2.6 \cdot 10^{-7}$
^{241}Pu	$4.9 \cdot 10^{-9}$
^{241}Am	$2.1 \cdot 10^{-7}$

3.26. Значення допустимих рівнів вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr в продуктах харчування і питній воді, що використовуються в нинішній час у Білорусі, Російській Федерації та Україні

Продукт	^{137}Cs , Бк/кг, Бк/л				^{90}Sr , Бк/кг, Бк/л			
	Білорусь ¹	РФ ²	Україна ³	ЕС ⁴	Білорусь ¹	РФ ²	Україна ³	ЕС ⁴
Зерно продовольче, крупи	60	70	50	600	11	40	20	100
Хліб і хлібопродукти	40	40	20	600	3,7	20	5	100
Картопля	80	120	60	600	3,7	40	20	100
Овочі (листові, коренеплоди, столова зелень)	100	120	40	600		40	20	100
Фрукти	40	40	70	600		30	10	100
М'ясо і м'ясні продукти	500	160	200	600		50	20	100
Риба і рибні продукти		130	150	600		100	35	100
Молоко	100	100	100	370	3,7	25	20	100
Вода			2		0,37		2	

Свіжі дикоростучі ягоди і гриби	185 370	160 500	500 500	600		60 50	50 50	100
Сушені дикоростучі ягоди і гриби	2500	2500	2500	600		250	250	100
Спеціальні продукти дитячого харчування	37		40	370	1,85		5	75

¹ - за РДУ-99 (1999 рік); ² - СанПиН 2.3.2.1078-01 (2001 рік); ³ - ДР-2006 (1997 і 2006 рік); ⁴ - за ЄВРОАТОМ N ° 2218/89 (1989 рік)

3.3.3. Внутрішнє опромінення від природних радіонуклідів

Присутні в довкіллі природні радіонукліди надходять в організм людини з повітрям, що вдихається, з продуктами харчування і питною водою. Іонізуюче випромінювання цих радіонуклідів приводить до внутрішнього опромінення тіла людини і його органів.

Внесок космогенних радіонуклідів (³H, ⁷Be, ¹⁴C і ²²Na - 0.01, 3, 12 і 0.2 мкЗв/рік, відповідно) у сумарну ефективну дозу опромінення людини, обумовлену природним радіаційним фоном, невеликий і становить у середньому близько 15 мкЗв/рік (табл. 3.27).

⁴⁰K, а також радіонукліди рядів ²³²Th і ²³⁸U, є найбільш значимими в плані формування дози внутрішнього опромінення людини за рахунок перорального надходження природних радіонуклідів у організм (табл. 3.27).

Одним з головних джерел природної радіації є ⁴⁰K (T_{1/2} = 1.3·10⁹ років). Цей ізотоп в незначних кількостях входить до складу природного калію (його доля становить 0.0118% по масі). В організмі людини калій регулює водний баланс, нормалізує ритм серця, впливає на роботу багатьох клітин. Калій є життєво важливим елементом і надходить в організм з продуктами харчування. Особливо багато його знаходиться в бобових культурах. Добова потреба людини в калію – 1.5–2 г. В кожному грамі природного калію за секунду розпадається в середньому 32 ядра ⁴⁰K. Середнє значення вмісту в організмі для дорослого чоловіка складає приблизно 2 г калію на 1 кг маси тіла. Таким чином, можна оцінити, що в організмі людини вагою 70 кг

щосекунди відбувається близько 4000 радіоактивних розпадів. Вміст калію зменшується з віком людини й залежить від статі. Найбільший вміст калію – у молодих чоловіків, мінімальний – у жінок літнього віку (різниця досягає 2 разів). Середньорічна ефективна доза внутрішнього опромінення людини від ^{40}K в середньому складає близько 0.2 мЗв/рік (табл. 3.27). Дещо менший внесок у формування дози внутрішнього опромінення за рахунок перорального надходження радіонуклідів дають ^{232}Th (близько 0.02 мЗв/рік) і ^{238}U (близько 0.15 мЗв/рік) з дочірніми продуктами розпаду. Оцінку очікуваної ефективної дози (E, Зв) опромінення людини при пероральному надходженні природних радіонуклідів проводять так, як і для техногенних радіонуклідів (0). В табл. 3.28 приведені дозові коефіцієнти (B_{ing}^i , Зв/Бк) в залежності від значень коефіцієнтів всмоктування (f_1) в кишечнику і-го природного радіонукліду та від віку людини. Радіонукліди ряду ^{232}Th і ^{238}U слабо переходять у рослинність і продукцію тваринництва, тому перорально надходять в організм людини переважно в результаті заковтування с частинками ґрунту і слабо всмоктуються в ШКТ.

3.27. Загальна щорічна доза від середнього рівня природного фону, мкЗв/рік (за НКДАР, 1982)

Джерела опромінення	Зовнішнє:	Внутрішнє:	Разом
Космічні промені:			
іонізуюча компонента	280	-	280
нейтронна компонента	21	-	21
Космогенні радіонукліди:			
^7Be	-	3	3
^{14}Ca	-	12	12
Земні радіонукліди:			
^{40}K	120	180	300
^{87}Rb	-	6	6
Ряд ^{238}U :			
$^{238}\text{U} \rightarrow ^{234}\text{U}$	}	10	}

^{230}Th		7	
^{226}Ra	90	7	1044
$^{222}\text{Rn} \rightarrow ^{214}\text{Po}$		800	
$^{210}\text{Pb} \rightarrow ^{210}\text{Po}$		130	
Ряд ^{232}Th :			
^{232}Th		3	
$^{228}\text{Ra} \rightarrow ^{224}\text{Ra}$	149	13	326
$^{220}\text{Rn} \rightarrow ^{208}\text{Tl}$		170	
Разом (округлено)	650	1340	2000

3.28. Дозові коефіцієнти B_{ing}^i (Зв/Бк), які дорівнюють очікуваній ефективній дозі (Е, Зв) на одиницю перорального надходження 1 Бк і-го природного радіонукліда в залежності від значень коефіцієнтів всмоктування (f_1) в кишечнику та від віку людини

Радіонуклід	f_1	Вік людини, років				
		1-2	2-7	7-12	12-17	> 17
^{210}Po	0.1	1.4E-06	8.9E-07	4.8E-07	2.6E-07	2.1E-07
	0.3	4.2E-06	2.6E-06	1.4E-06	7.7E-07	6.2E-07
^{210}Pb	0.2	2.5E-06	1.7E-06	1.1E-06	8.9E-07	8.6E-07
	0.3	3.7E-06	2.5E-06	1.7E-06	1.3E-06	1.3E-06
^{226}Ra	0.2	9.0E-07	5.7E-07	3.5E-07	2.4E-07	2.2E-07
^{228}Ra	0.2	1.1E-06	7.0E-07	4.0E-07	2.8E-07	2.7E-07
^{232}Th	0.0004	6.4E-07	5.1E-07	4.3E-07	3.9E-07	3.7E-07
	0.001	3.1E-06	2.5E-06	2.1E-06	1.9E-06	1.8E-06
^{235}U	0.02	5.1E-08	3.2E-08	1.7E-08	9.7E-09	7.8E-09
	0.05	1.6E-07	1.0E-07	6.3E-08	4.2E-08	3.8E-08
^{238}U	0.02	4.4E-08	2.7E-08	1.5E-08	8.4E-09	6.8E-09
	0.05	1.5E-07	9.8E-08	5.9E-08	4.0E-08	3.6E-08

Але «пальма першості» серед природних джерел радіації належить радону-222 (^{222}Rn) і радону-220 (^{220}Rn) за рахунок їх інгаляційного надходження в організм з повітрям, що вдихається, і опромінення (разом з короткоживучими продуктами їх розпаду) органів альфа-частинками з високим радіаційним зважуючим фактором $w_R=20$. Радон, як згадувалося у

попередньому розділі, інертний радіоактивний газ, абсолютно прозорий, без смаку і запаху. Він утворюється в надрах Землі в результаті розпаду урану і торію, які в незначних кількостях входять до складу практично всіх типів ґрунтів і гірських порід (див. 0). Радон постійно просочується з надр на поверхню, де зразу ж розсіюється в повітрі. В результаті цього його присутність у повітрі не представляє загрози. Проблеми виникають, якщо відсутній достатній обмін повітря, наприклад, в будинках, підвалах і других приміщеннях з поганою вентиляцією. Радон і продукти його розпаду попадають в легені людини разом з повітрям і утримуються в них. Найменша концентрація радону в кімнатному повітрі зареєстрована на Близькому Сході, а найвища – в деяких європейських країнах, де знаходяться родовища урану (в Україні це Дніпродзержинськ, Жовті Води та ін.). В середньому дози від радону в Україні в 2–3 рази перевищують середні в світі, але є нижчими, ніж у ряді других країн, наприклад, Фінляндії. Останні дослідження типу «випадок-контроль», проведені серед жителів Європи, Північної Америки і Китаю, показали статистично значимий зв'язок між ризиком раку легень і концентраціями ^{222}Ra в житлових приміщеннях. Тому рекомендується застосовувати всі доступні методи для зниження концентрації ^{222}Rn нижче референтних рівнів у 600 Бк/м^3 для житлових приміщень і 1500 Бк/м^3 , які призводять до ефективної дози опромінення близько 10 мЗв/рік . Згідно з НРБУ-97 гігієнічні нормативи вмісту ^{222}Rn і ^{220}Rn у повітрі приміщень складають 100 і 6 Бк/м^3 , відповідно.

Середньорічна доза опромінення від радону в житлових приміщеннях для України з урахуванням чисельності населення в областях складає 3.2 мЗв/рік , варіюючи по областях від 2.2 мЗв/рік до 5.2 мЗв/рік .

Повна середня ефективна доза опромінення населення (сума доз зовнішнього та внутрішнього опромінення) від усіх природних джерел в Україні становить, за різними оцінками, $4.6\text{--}5.2 \text{ мЗв/рік}$ і приблизно в 2 рази перевищує середньосвітовий рівень 2.4 мЗв/рік .

3.2.2. Оцінка доз внутрішнього опромінення на основі вимірювань вмісту радіонуклідів у тілі людини (за даними Робочих матеріалів МАГАТЕ, 2006 р.)

Доза внутрішнього опромінення за певний час може бути розрахована, виходячи з вмісту радіонуклідів у організмі та їх розподілу по органах і тканинах. Вміст радіонуклідів у тілі та окремих органах визначається за допомогою методів прямої і опосередкованої дозиметрії інкорпорованих радіонуклідів. Перший метод оснований на реєстрації випромінювання з тіла інкорпорованих радіонуклідів за допомогою *лічильників випромінювання людини* (ЛВЛ). Метод опосередкованої дозиметрії базується на визначенні вмісту радіонуклідів у організмі за активністю, що виводиться з організму з сечею, екскрементами, повітрям, що видихається і т.д.

Середня річна ефективна доза внутрішнього опромінення (E_{int}^i , мЗв/рік), яка визначається на основі ЛВЛ-вимірювань середнього вмісту i -го радіонукліду (^{40}K , $^{134,137}\text{Cs}$ і т.д.) в тілі людини, складає:

$$E_{\text{int}}^i = k_d^i \cdot (Q_i / M)$$

де: k_d^i – дозовий коефіцієнт для i -го радіонукліду (для ^{137}Cs $k_d^{\text{Cs}} = 2,3$ мЗв·кг/кБк·рік для дорослої людини);

Q_i – вміст i -го радіонукліду в організмі людини за даними ЛВЛ-вимірювання, кБк;

M – маса тіла людини, кг.

Система радіаційного моніторингу після аварії на Чорнобильській АЕС, яка базується на застосуванні ЛВЛ, що реалізують метод прямих вимірювань, дає можливість визначати дози внутрішнього опромінення населення з найменшою похибкою в порівнянні з опосередкованими і розрахунковими методами.

В зв'язку з існуючою сезонною залежністю вмісту ^{137}Cs в організмі, обумовленою змінами раціону харчування і вмісту радіонуклідів у ньому, для

коректної оцінки середнього за рік вмісту при однократному (один раз протягом року) вимірюванні на ЛВЛ, необхідно отримані результати домножити на поправочні коефіцієнти, що враховують цю залежність. В табл. 3.29 приведені для ^{137}Cs відповідні поправочні сезонні коефіцієнти для України на період усереднення 2002-2004 рр.

3.29. Відношення середньорічного вмісту ^{137}Cs в організмі жителів України до його середньомісячного вмісту в організмі в різні періоди року на період усереднення 2002-2004 рр. (поправочні сезонні коефіцієнти)

Календарний місяць	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12
Села	0.75	0.90	1.1	1.3	1.5	1.7	1.5	1.3	1.0	0.76	0.67	0.75
смт і міста	0.85	0.96	1.1	1.2	1.3	1.4	1.3	1.2	1.0	0.83	0.74	0.82

Існуючі ЛВЛ умовно можна поділити на три основних класи – експертні, оперативні та індикаторні (рис. 3.3).

Клас експертних (зразкових) ЛВЛ – це стаціонарні комп’ютеризовані комплекси, як правило, багатодетекторні і багатоцільові, які мають високу чутливість і енергоселективність, з наявністю скануючих пристроїв, з максимальним екрануванням детекторів і людини від зовнішнього гамма-випромінювання у вигляді захисної металевої камери (кімнати) масою до 20 – 50 тон, що дозволяє знизити зовнішнє гамма-випромінювання в 50–150 разів. Геометрія вимірювання – “лежачи” та “стандартне крісло”. Подібні комплекси зазвичай розташовуються у великих наукових радіологічних центрах, таких як УкрНЦ радіаційної медицини. Сфера їх обслуговування – регіон, що охоплює кілька областей чи країну. За відсутності аварійної ситуації ЛВЛ цього класу є дослідницькими і зразковими установками, засобами радіаційного контролю професійних контингентів, а під час аварії та в післяаварійний період виступають в ролі експертних систем. *Мінімальна*

детектована активність (МДА) у таких ЛВЛ складає 10–15 Бк на все тіло по ^{137}Cs для періоду вимірювання 10–15 хв.

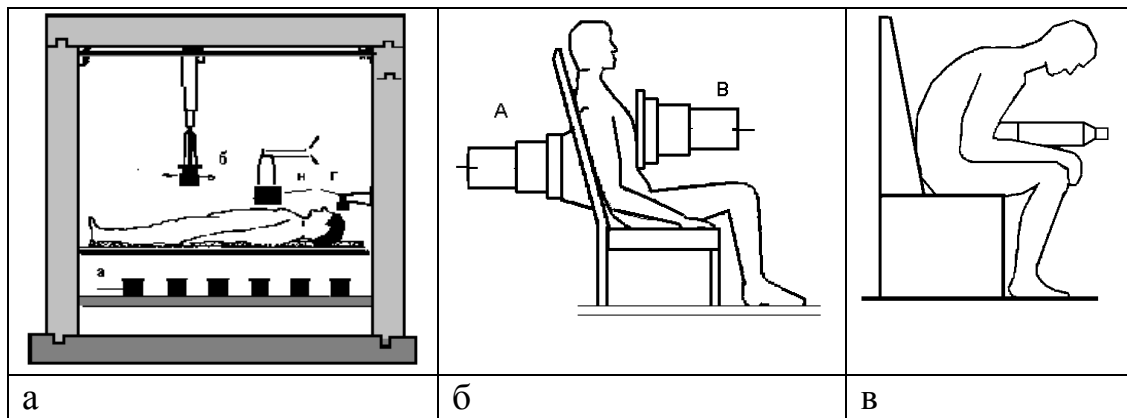


Рис. 3.3. Лічильники випромінювання людини: а – експертний (геометрія вимірювання «лежачи»); б – оперативний (геометрія «вимірювальне крісло») і в – індикаторні (геометрія «сидячи зігнувшись»).

Вартість виготовлення такого ЛВЛ дуже висока, і їх використання для проведення масових вимірювань є недоцільним із-за малої пропускної здатності та відсутності мобільності.

Клас оперативних ЛВЛ є базовим у системі моніторингу в регіонах, де існує необхідність проведення масового радіаційного контролю населення. Оперативні ЛВЛ поділяються на підкласи – стаціонарні та мобільні. Зазвичай такі ЛВЛ є комп'ютеризованими. Основне їх призначення – отримання поточної оперативної інформації про вміст ^{137}Cs в організмі жителів. ЛВЛ цього класу мають місцевий і (або) тіньовий захист детектора та вимірювального крісла від зовнішнього гамма-випромінювання. В залежності від використовуваного матеріалу захисту, його товщини, розмірів і конфігурації екранів, зазвичай досягається 10–50 кратне ослаблення фонового сигналу. Оптимальними є розміри місцевого чи тіньового захисту, в якому пряма і розсіяна компоненти зовнішнього гамма-випромінювання є співставними. Геометрія вимірювання – «вимірювальне крісло», рідше – «стандартне крісло». МДА оперативних ЛВЛ складає 150–750 Бк на все тіло

по ^{137}Cs для періоду вимірювання 3–5 хв. Перевага в порівнянні з експертними ЛВЛ – помірна вартість, менша маса (до 1–2 т), можливість транспортування. Недолік – коефіцієнт екранування детектора тілом людини змінюється в залежності від місця проведення вимірювання.

До класу індикаторних ЛВЛ входять переносні засоби вимірювання (гамма-спектрометри та гамма-радіометри різних типів), як правило, без захисних екранів. При низькій вартості цих приладів, тим не менше, забезпечується прийнятний рівень якості вимірювань з високою пропускнуою спроможністю в експедиційних умовах, що дозволяє отримати досить об'єктивні оцінки індивідуальних доз внутрішнього опромінення. Геометрія вимірювання – “сидячи зігнувшись” (“Північ”) і “сидячи”. МДА становить 1500–3000 Бк на все тіло по ^{137}Cs при тривалості вимірювання 1–3 хвилини.

Недоліками таких ЛВЛ є відсутність захисту детектора від зовнішнього гамма-випромінювання, і, як наслідок, високий рівень фонового сигналу і значно варіюючий коефіцієнт екранування в залежності від щільності забруднення місцевості гамма-випромінюючими радіонуклідами, маси та пропорцій обстежуваної людини.

Для калібровки ЛВЛ оперативного й індикаторного класів по рівномірно розподіленим в організмі людини радіонуклідам (наприклад, $^{137,134}\text{Cs}$) слід використовувати гомогенні фантоми тіла людини не менш ніж трьох різних розмірів (мас), які моделюють тіло людини для різних вікових груп – дитина (10–15 кг), підліток (25–30 кг), дорослий (стандартна людина – 70–75 кг).

Існують і фантоми окремих органів, наприклад, лобової кістки, щитоподібної залози з ділянкою шиї та інші. Проте вони використовуються при визначенні радіонуклідів, інкорпорованих селективно в окремих органах.

3.2. Дози опромінення персоналу та населення після аварії на Чорнобильській АЕС

Аварія на Чорнобильській АЕС стала найбільшою в історії людства радіаційною катастрофою. Це єдина аварія, віднесена до найвищого 7-го рівня небезпеки за міжнародною шкалою ядерних подій.

Після аварії впливу радіації підпали три групи людей – співробітники станції та учасники робіт з ліквідації аварії (близько 600 тис. осіб), евакуйоване населення (більше 100 тис. осіб і жителі, що залишилися на забруднених територіях (більш 5 млн. осіб).

Співробітники АЕС і пожежники, що прибули до зруйнованого реактора в перші години після аварії (близько 400 осіб), отримали дуже високі дози (до десятків Гр), які в тисячі разів перевищували річний природний фон за рахунок потужного зовнішнього γ - і β -опромінення, а також інгаляції радіоактивних аерозолів. 237 осіб зразу були госпіталізовані з діагнозом «гостра променева хвороба». Діагноз підтвердився у 134 постраждалих. 106 осіб після лікування одужали, 28 осіб лікарям не вдалося врятувати. Інші очевидці аварії отримали дози опромінення нижче рівнів початку гострої променевої хвороби.

Незабаром до ліквідації аварії стали залучати все більше і більше людей. Так, будівники «Саркофагу» в деякі періоди працювали в 3 зміни, в кожній по 10 тисяч чоловік. До кінця 1986 р. кількість учасників аварійних робіт, що зазнали, в основному, зовнішнього опромінення, перевищило 300 тисяч. Дози у деяких з них перевищували фон в багато десятків разів (до 1 Зв), але в більшості випадків все-таки були нижчими за реально небезпечні рівні й у середньому для 600 тис. осіб склали близько 100 мЗв. Приблизно однакові дози отримали військовослужбовці та персонал станції, і дещо нижчі – будівники саркофагу. В середньому дози в ліквідаторів 1986 р. перевищують природний фон в 60 разів, у ліквідаторів 1987 р. – в 40 разів, у ліквідаторів 1988-90 рр. – не більш, ніж у 20 разів.

Для жителів Прип'яті та навколишніх сіл зони відчуження ЧАЕС, включаючи найбільш забруднені населені пункти за межами 30-км зони Чорнобильської АЕС, гострого опромінення вдалося уникнути за рахунок евакуації. Середні дози для 116 тис. евакуйованих жителів склали 33 мЗв. Населення віддаленіших територій було в меншій небезпеці. Його опромінення формувалося поступово за рахунок зовнішнього і внутрішнього опромінення, і дози можна було активно знижувати контрзаходами і обмежувальними заходами. Основна маса населення (близько 5 млн. осіб), що нині проживає на радіоактивно забруднених територіях, за перші два десятиліття 20 років після аварії отримало ефективну дозу опромінення менше 20 мЗв, що є нижчим за рівень опромінення від природного радіоактивного фону. Разом з тим, для 270 тис. чоловік, що проживають на найбільш забруднених територіях у зоні суворого радіаційного контролю (переважно в РФ), за цей час середня ефективна доза опромінення склала близько 70 мЗв. В Україні, за даними професора І.А. Ліхтарьова, які представлені в Доповіді НКДАР за 2000 р., для кількох тисяч осіб, які мешкають у в найбільш забруднених регіонах, накопичена ефективна доза за 20 років і очікувана доза за життя може перевищити 70 мЗв (табл. 3.30).

3.30. Ефективні дози в Україні в 1986 р. і 1989-2005 рр. (E – індивідуальна середньозважена по зоні радіоактивного забруднення, мЗв; S – колективна за 1986-2005 рр., тис. люд.-Зв)

Параметр	Щільність забруднення ^{137}Cs , кБк/м ²				
	37-185	185-555	555-1480	>1480	>37
E _{зовн} (1986)	1.9	7.0	23.1	77.3	
E _{внут} (1986)	0.6	0.9	2.6	10.8	
E _{зовн} (1986-2005)	5.0	19.3	62.8	210.9	
E _{внут} (1986-2005)	3.2	3.6	7.7	48.5	
E _{сум} (1986)	2.5	8.0	25.7	88.0	3.42
E _{сум} (1986-2005)	8.2	22.9	70.3	259.4	10.28
Чисельність, тис. чол	1876	132.0	23	2.4	2033.4
S, 10 ³ люд.-Зв	15.6	3.1	1.6	0.6	20.9

Відразу після аварії найбільшу біологічну небезпеку для населення представляли радіоізотопи йоду, головним чином ^{131}I , з періодом напіврозпаду близько 8 днів. У перші дні люди вдихали його з повітрям. Після осадження на рослинність і ґрунт радіоактивний йод міг попадати в організм з молоком і молочними продуктами, з ранньою листовою зеленню. Населення не було проінформоване про цю небезпеку, тому внутрішні дози сільського населення були сформовані, в основному, за рахунок перорального надходження йоду в організм. Накопичуючись у щитоподібній залозі, особливо інтенсивно у дітей, він опромінював тканини залози, з чим були пов'язані високі дози її опромінення. У дітей маса залози менша, а молока вони споживають не менше, ніж дорослі. Тому дози опромінення щитоподібної залози у дітей, особливо найменших, весною-літом 1986 р. були вищими, ніж у дорослих, і досить високими, щоб викликати як короточасні функціональні зміни щитоподібної залози, так і рак у деяких з них через 5 і більше років. Завдяки швидкому фізичному розпаду і самоочистці рослин через неділю «йодна загроза» вже була нижчою в два-три рази, а через два місяці – щезла. Радіоактивний стронцій і довгоживучі радіоізотопи плутонію випали в основному в складі частинок ядерного палива в 30-км зоні навколо Чорнобильської АЕС. За її межами основну роль грали радіоізотопи цезію ($^{134,137}\text{Cs}$), зараз це лише ^{137}Cs з періодом піврозпаду близька 30 років. Уже в 1987 р. дози в усьому тілі жителів були в кілька разів нижчими, ніж у перший рік після аварії.

Починаючи з літа 1986 р. і донині доза внутрішнього опромінення формується, головним чином, за рахунок надходження ^{137}Cs в організм жителів з харчовими продуктами (молоко, гриби і т.д.).

Внесок ^{90}Sr в накопичену за минулий період часу дозу внутрішнього опромінення населення невеликий – одиниці процентів.

Внесок в дозу внутрішнього опромінення, обумовлений інгаляційним надходженням ізотопів плутонію й америцію, є нехтовно малий, становлячи частки процента.

В цілому, дози зовнішнього і внутрішнього опромінення населення, накопичені в результаті аварії на Чорнобильській АЕС, були співставними за величиною (3.30) і зараз знизились в 7–30 разів по відношенню до 1986 р. Оцінки показують, що на нинішній час уже реалізовано 80–90% від «дози за життя» – *референтної дози*, яку може отримати умовна людина, що постійно проживає і веде трудову діяльність у радіоактивно забрудненому після аварії населеному пункті з 1986 по 2056 р. (за 70 років).

В нинішній час у регіонах з торф'яно-болотними ґрунтами (на півночі Рівненської області, а також в деяких НП Волинської і Житомирської областей) дози внутрішнього опромінення населення за рахунок споживання місцевих радіоактивно забруднених продуктів можуть у кілька разів перевищувати дози зовнішнього опромінення, що формуються чорнобильськими радіонуклідами.

Ефективна доза опромінення, а у випадку відсутності її оцінки на момент прийняття рішень – щільність радіоактивного забруднення території, стали критеріями радіоактивного зонування з метою радіаційного захисту населення. В 1986-1995 рр. 2293 населених пункти в 72 районах 12 областей України були віднесені до чотирьох зон радіоактивного забруднення згідно до законів України №. 106 (23.07.91), №. 17-р (12.01.93) і № 37 (27.01.95) (табл. 3.31). Загальна кількість населення, що проживала в зонах радіоактивного забруднення 12-ти областей України на 01.01.2007 р., перевищувала 2 мільйони осіб, включаючи 460000 дітей віком до 18 років (табл. 3.32).

3.31. Критерії радіологічного зонування територій в Україні, прийняті в 90-ті роки

Зона	Критерії
1 Зона відчуження	Територія, з якої було евакуйовано населення в 1986 р.
2 Зона безумовного (обов'язкового) відселення	де $E > 5 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ $^{137}\text{Cs} > 555 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$ або $^{90}\text{Sr} > 111 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$ або $\text{Pu} > 3.7 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$
3 Зона гарантованого добровільного відселення	де $E > 1 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ $185 < ^{137}\text{Cs} < 555 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$, $5.5 < ^{90}\text{Sr} < 111 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$, $0.37 < \text{Pu} < 3.7 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$
4-а Зона посиленого радіологічного моніторингу*	де $E > 0.5 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ $37 < ^{137}\text{Cs} < 185 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$, $0.74 < ^{90}\text{Sr} < 5.5 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$, $0.185 < \text{Pu} < 0.37 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$

* Частина населених пунктів була віднесена до 4-ої зони не за радіологічними критеріями

3.32. Характеристики зон радіоактивного забруднення в Україні

Характеристика	1-а зона	2-а зона	3-я зона	4-а зона	Разом
Кількість населених пунктів	76	86	841	1290	2293
Площа, тис. км ²	2122	2003	22619	26710	53454
в тому числі ліси	1058	1315	14194	8790	25357
Населення,	120	9040	637230	1645540	2291900
в т. ч. діти до 14 років	0	1870	150160	336660	488690

За час після аварії кількість населених пунктів, де середня ефективна доза опромінення населення перевищує 1 мЗв/рік, зменшилося з 826 в 1991 році до менш ніж п'ятдесяти нині, що зараз усі розташовані в Рівненській і Житомирській областях (табл. 0.33). При цьому всі села, в яких останні роки середня паспортна ефективна доза опромінення населення перевищувала 2 мЗв/рік, знаходяться в північних районах Рівненської області на торф'яно-болотних ґрунтах, які вирізняються аномально високими коефіцієнтами переходу цезію з ґрунту в рослини. В результаті цього, в цих селах на

внутрішнє опромінення населення через надходження ^{137}Cs в організм з місцевими продуктами харчування (молоко, м'ясо, картопля, дикоростучі гриби та ягоди) формується 80-95% ефективної паспортної дози опромінення населення.

0.33. Кількість населених пунктів з середніми паспортними ефективними дозами (E) опромінення населення в різні роки (за даними УкрНЦ радіаційної медицини)

Рік паспортизації	Паспортна ефективна доза, мЗв/год				
	$0,5 \leq E < 1$	$1 \leq E < 2$	$2 \leq E < 3$	$3 \leq E < 5$	$E \geq 5$
2001	314	389	17	12	5
2002	317	351	7	14	3
2003	338	268	8	9	2
2004	410	187	3	12	0
2005	297	86	10	12	0
2006	285	52	6	6	1
2007		29	5	7	1

У відселених населених пунктах зони відчуження і безумовного (обов'язкового) відселення, де проживання заборонене законом, зараз продовжують мешкати люди – живуть самосели (менше 500 осіб). Ця невелика кількість людей переважно похилого віку, які або повернулися після переселення, або не виїжджали взагалі. Дози, які вони отримують, залежать від режиму їх поведінки та раціону харчування, що часто залежить від дарів лісу, але в будь-якому випадку вони або менші від фону, або можуть незначно його перевищувати. На основі радіологічних міркувань, з точки зору існуючих і потенціальних доз опромінення населення, південно-західна частина зони відчуження Чорнобильської АЕС уже сьогодні може використовуватися для проживання і господарської діяльності. Проте в дійсності правові обмеження, відсутність інфраструктури, економічні та

соціально-психологічні фактори роблять її реабілітацію та повернення до нормального життя недоцільною.

На забруднених радіонуклідами територіях більша частина населення (понад 85%) проживає в умовах слабо забруднених ґрунтів. Тут нинішня добавка чорнобильської радіації до дози від природного фону становить від кількох процентів до десятків процентів. В теперішній час в Україні природний фон дає значно більший внесок у опромінення населення в порівнянні з чорнобильським забрудненням. Так, наприклад, у Запорізькій області й ряді інших, не постраждалих в результаті Чорнобильської катастрофи, середні фонові дози опромінення населення максимальні для України і перевищують аналогічні показники навіть з урахуванням чорнобильської дози в постраждалих після аварії регіонах (рис. 3.4).

Слід ще раз нагадати, що в теперішній час, через 20-25 років після аварії на ЧАЕС, середньозважена (за віком, статтю, професією, режимом поведінки і т.д.) річна ефективна доза на сільське населення України, обумовлена зовнішнім γ -випромінюванням ^{137}Cs , складає:

$$E_{\text{ext}}(\text{мЗв/рік}) = A_s^{Cs-137} (\text{кБк/м}^2) \cdot 1.2 \cdot 10^{-3} (\text{мЗв} \cdot \text{м}^2 / \text{кБк}) \quad 3.23,$$

а обумовлена пероральним надходженням ^{137}Cs складає:

$$E_{\text{ing}}(\text{мЗв/рік}) = A_{\text{ing}}^{Cs-137} (\text{Бк/год}) \cdot 1.2 \cdot 10^{-5} (\text{мЗв/Бк}) \quad 3.24$$

де A_s^{Cs-137} – щільність забруднення території ^{137}Cs ;

A_{ing}^{Cs-137} – середньорічна активність перорального надходження ^{137}Cs в організм людини.

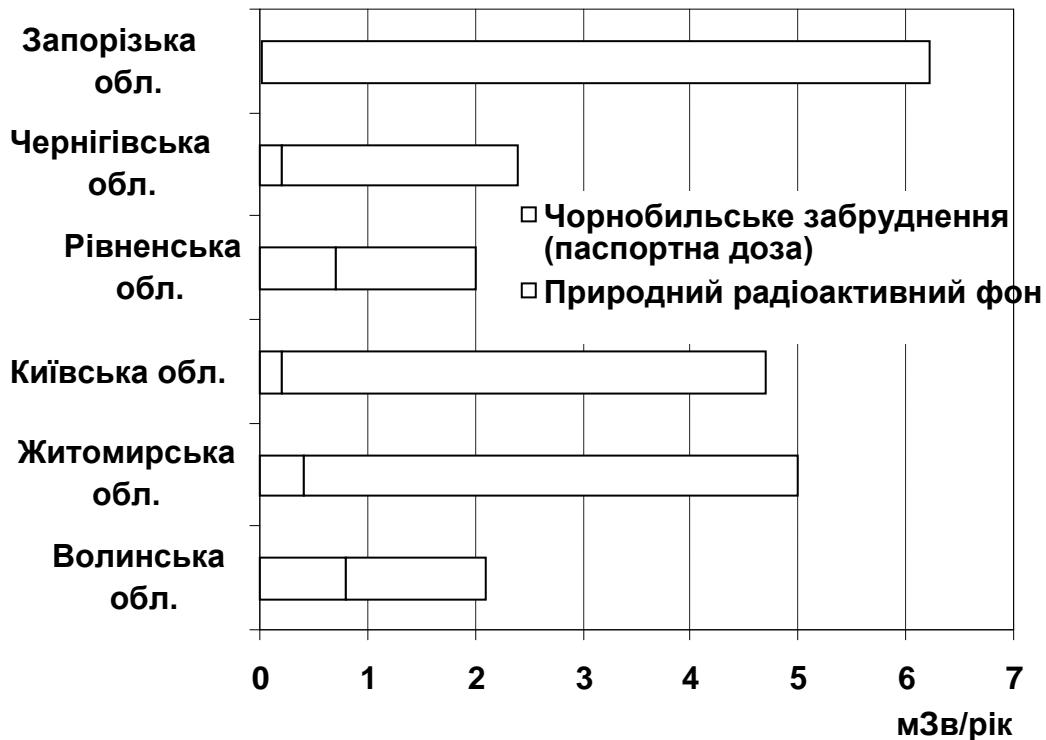


Рис. 3.4. Порівняння середніх ефективних доз опромінення населення в областях України, що постраждали від аварії на ЧАЕС, від природного фону і чорнобильського радіоактивного забруднення випадінь (за даними Національної доповіді, 2006)

3.2. Дози медичного опромінення

Медичне опромінення – це опромінення пацієнтів внаслідок медичних обстежень чи лікування, а також добровольців. Медичне опромінення населення обумовлене широкомасштабним використанням джерел іонізуючого випромінювання в трьох областях медицини: рентгенівській діагностиці, радіонуклідній діагностиці та променевої терапії. Терапевтичне опромінення виключене з оцінки рівня опромінення населення через, по-перше, його незначний внесок незважаючи на високі локальні дози опромінення хворих і, по-друге, відмінність дозиметричних критеріїв при його проведенні (використовується концепція поглиненої й еквівалентної, а не ефективної дози, тобто діють закони високих доз опромінення чи так звані

детерміністичні ефекти). Крім того, терапевтичне опромінення використовується, як правило, при лікуванні онкологічних хворих (поглинені дози досягають 60–70 Гр), коли стоїть питання про життя чи смерть пацієнтів, тому воно виправдане в будь-якому випадку і не виникає ніяких проблем при його застосуванні на відміну від діагностичного опромінення.

Незаперечним лідером, як за масштабами застосування, так і в плані променевого навантаження на населення, була і залишається *рентгенівська діагностика*, яка є основною ланкою і головним інструментальним методом масових профілактичних обстежень населення і діагностики більшості захворювань, на долю якої припадає більше 99% всієї медичної дози або майже 1/3 повної дози опромінення населення.

В останні десятиліття широке поширення отримала радіоізотопна діагностика з використанням радіофармацевтичних препаратів. Останні представляють собою незначні у ваговому відношенні кількості радіонуклідів і мічені ними сполуки, які при введенні в організм відображають стан органів і функціональних систем людини чи застосовуються для проведення аплікаційної, внутрішньопорожнинної і внутрішньотканинної діагностики й терапії. Найпоширенішою діагностичною процедурою є радіоізотопне сканування органу з метою виявлення пухлини й визначення її характеру (злроякісна чи доброякісна) за рівнем обміну й накопичення в ній радіонуклідів. У медичній практиці використовується близько 60 радіонуклідів і більше 100 мічених сполук, які мають відносно короткий ефективний період напіввиведення (від 6 год до 30 днів), що визначається малим періодом напіврозпаду і достатньо швидким виведенням з організму. Найбільш поширений з них ^{131}I , зокрема, при дослідженні функції щитоподібної залози. На частку цього обстеження припадає до 50% всіх діагностичних процедур з використанням радіонуклідів.

В розвинутих країнах світу частота радіонуклідних досліджень коливається від 0.6 до 49.0 на 1000 осіб і постійно зростає. Максимальна кількість досліджень припадає на Швецію (15), США (32.6) і Канаду (49) на 1000 осіб, мінімальна – на Китай (0.6), Польщу (2.2) і країни СНД (4–10). Індивідуальні дози опромінення пацієнтів при цьому широко варіюють, але в цілому вони є порівнянними з дозами від рентгенодіагностики. Проте з огляду на те, що діагностичні процедури з використанням радіонуклідів проводяться значно рідкіше (приблизно 10–40 обстежень на 1000 жителів у розвинутих країнах), ніж рентгенодіагностичні, середня річна індивідуальна ефективна доза за рахунок радіоізотопної діагностики для населення становить лише близько 0.005 мЗв.

Найбільш дозоутворюючими є рентгеноскопичні дослідження (просвічування), далі в порядку спадання величини дози йдуть флюорографічні (фотознімки з флюоресцентного екрану) і, нарешті, рентгенографічні (знімки) дослідження. Середні дози при даних видах досліджень, наприклад, для легень відносяться як 10: 5: 1. Реальні відмінності можуть бути ще більшими. В нинішній час в країнах СНД на перші два методи діагностики припадає близько 40% всіх досліджень (в попередні десятиріччя більше 50% припадало лише на просвічування, а зараз це одиниці процентів), що дають основний внесок у дозу від усіх рентгенівських досліджень. У розвинутих країнах на них припадає не більше кількох процентів.

Максимальні ефективні дози опромінення на тіло формуються при рентгеноскопії шлунково-кишкового тракту (4–9 мЗв), спинного мозку та поперекового відділу хребта (до 6 мЗв), нирок і сечовивідних шляхів (до 7 мЗв), при катетеризації серця і других органів. При подібних дослідженнях еквівалентні дози на окремі органи (в тому числі гонади) можуть досягати кількох десятків мілізівертів. В табл. 3.34 для порівняння приведені

діапазони ефективних доз опромінення людини від медичних, а також різних природних і техногенних джерел.

3.34. Дози опромінення людини від медичних, а також різних природних і техногенних джерел

Джерела опромінення	Ефективна доза
Щоденний тригодинний перегляд телевізора протягом року	5–7 мкЗв
Опромінення за рахунок радіоактивних викидів із АЕС в районі розміщення станції протягом року	0.2–1 мкЗв
Опромінення за рахунок викиду природних радіонуклідів з димом	2–5 мкЗв
Політ на літаку, що летить з дозвуковою швидкістю, протягом 1 години	4–7 мкЗв
Прийом радонової ванни	0.01–1 мЗв
Флюорографія і рентгенографія грудної клітки	0.1–1 мЗв
Рентгенівська маммографія	1–2 мЗв
Рентгеноскопія грудної клітки	2–4 мЗв
Рентгенівська томографія	5–100 мЗв

Медичні джерела іонізуючого випромінювання є одним з найзначущіших факторів опромінення людини. Це пов'язано, перш за все, з тим, що діагностичні та профілактичні рентгенологічні процедури носять масовий характер. В ряді промислово розвинутих країн, зокрема, в Швеції, Великобританії та США частота рентгенівських досліджень легень знижується, оскільки внаслідок зменшення в цих країнах захворюваності туберкульозом доцільність масових обстежень стає сумнівною, а раніше виявлення раку легень майже не збільшує шансів на виживання пацієнта. В Україні й Росії на кожного жителя в середньому приходиться більше одного рентгенологічного обстеження на рік, що є одним з найвищих показників у світі (у Франції та Німеччині близько 0.8, у Норвегії, Швеції й Англії близько

0.5-0.6, в Китаї - 0.3). При цьому середня *індивідуальна ефективна доза опромінення становить близько 1 мЗв/рік*, змінюючись у різних регіонах від 0.4 мЗв/рік до 3 мЗв/рік (у розвинутих країнах – 0.5 мЗв/рік). У сукупності рентгенологічні та радіонуклідні діагностичні дослідження формують променеве навантаження в Білорусі, Росії й Україні близько 200 тис. люд.-Зв на рік. Іншими словами, в результаті медичного опромінення населення кожен рік отримує приблизно таку ж колективну дозу, якою оцінюється все радіаційне навантаження Чорнобиля в інтегралі за 70 років з моменту цієї найбільшої в світі техногенної катастрофи (табл. 3.30).

Середньорічні ефективні дози опромінення медичного персоналу, що працює з джерелами іонізуючого випромінювання, складають близько 2 мЗв/рік. Всього в світі нараховується більше 1.6 млн. професіоналів, діяльність яких пов'язана з використанням іонізуючих випромінювань. Кількість медичних працівників серед професіоналів складає 65%, а по окремих країнах коливається від 27 (США) до 92% (Іспанія).

Загально визнано, що саме рентгенологія має найбільші резерви виправданого зниження індивідуальних, колективних і популяційних доз. ООН підрахувала, що зменшення доз медичного опромінення всього на 10%, що є цілком реальним, за своїм ефектом є рівносильним повній ліквідації усіх інших штучних джерел радіаційного впливу на населення, включаючи атомну енергетику.

Незважаючи на появу останнім часом нерадіаційних методів діагностики, таких як ультразвукові, термографічні, ядерно-магнітний резонанс і других, рентгенодіагностика залишається головним засобом отримання діагностичної інформації в клінічній практиці. В останні роки до неї додалися нові рентгенівські методи, в том числі комп'ютерна томографія, інтервенційні та інші, що відзначаються високими дозами опромінення як персоналу, так і, особливо, пацієнтів.

Часто люди хочуть знати, які дози опромінення вони отримують при стоматологічній діагностиці. В середньому ефективна доза опромінення при рентгенівській діагностиці зубів є невеликою і становить близько 0.03 мЗв за процедуру, що можна порівняти з дозою зовнішнього опромінення за час перельоту на літаку з України або Росії в Західну Європу.

3.6. Дози опромінення від підприємств ЯПЦ, ТЕС та сховищ РАВ

В Україні в нинішній час працює 4 АЕС з енергоблоками типу ВВЕР (Запорізька, Південноукраїнська, Рівненська і Хмельницька), радіоактивні газоаерозольні викиди і скидання яких призводять до вкрай незначного додаткового опромінення населення і персоналу при нормальній (не аварійній) експлуатації. Безпосередньо виміряти обумовлені цим дозові навантаження на населення через їх малі значення в порівнянні з природним фоном не представляється можливим, тому їх можна лише оцінити на основі розрахунків за спеціальними методиками з використанням існуючих програмних засобів (RODOS, CAP-88 PC, PC CREAM та ін.). Оцінки показали, що при нормальній експлуатації АЕС за рахунок викидів максимальний внесок в очікувану ефективну дозу на всіх відстанях у зоні спостереження (до 30-км) вносять радіоактивні благородні газы $^{87,88}\text{Kr}$, $^{133,135}\text{Xe}$ та інші за рахунок опромінення від хмари (більше 90%). Інші шляхи формування дози опромінення вносять істотно менший внесок: менше 1% інгаляція та зовнішнє опромінення від радіонуклідів, що осіли на ґрунт, а також перорального надходження радіонуклідів (менше 10% в залежності від ґрунтово-кліматичних умов). Максимальні індивідуальні річні ефективні дози для дорослого сільського населення, що мешкає коло кордону санітарно-захисної зони, при цьому не перевищують 1 мкЗв/рік (для Запорізької АЕС з 6-ма енергоблоками), а на відстані в 25–30 км максимальна сумарна розрахункова ефективна індивідуальна доза

зменшується до сотих мкЗв. Скидання виробничих стічних вод з Рівненської АЕС в р. Стир може призвести на відстані 2 км до максимальних додаткових доз опромінення нижче 0.01 мкЗв/рік, що нижче за дози від радіонуклідів у повітрі. Дозові навантаження, обумовлені впливом АЕС при нормальній її експлуатації, навіть нижчі за дози опромінення від перегляду кольорового телевізора (табл. 3.34) і в тисячі-сотні тисяч разів нижчі природного фону.

Сумарна колективна доза опромінення населення України від усіх діючих АЕС складає *менше 0.5 люд·Зв/рік*.

В Україні існують виробництва з видобування і переробки уранової руди (м. Жовті Води і Дніпродзержинськ), що приводить до підвищених викидів пилу, який містить важкі природні радіонукліди, а також інертного радіоактивного газу радону. В місцях відвалів пустих порід у залежності від товщини захисних екранів потужність зовнішнього опромінення може в десятки й сотні разів перевищувати фонові рівні. Видобування уранової руди в Україні проводиться шахтним способом. Розрахунки професора Г.Д. Коваленко (2008) показують, що на віддалі 1 км від Інгульської і Смолинської шахт очікувані дози опромінення населення будуть, в основному, пов'язані з інгаляцією радону і складуть близько 40 мкЗв/рік, при цьому колективна доза оцінюється приблизно в 7 люд·Зв/рік. Річна еквівалентна доза опромінення населення, обумовлена переробкою уранової руди, оцінюється в 150 мкЗв/рік для м.Жовті Води і 100 мкЗв/рік для м. Дніпродзержинськ. При цьому колективна доза від переробки уранової руди буде приблизно в 100 разів вищою, ніж при її видобуванні шахтним способом.

При спалюванні вугілля на теплових електростанціях (ТЕС і ГРЕС), котельнях і в будинках за рахунок викидів попелу, що містить важкі природні радіонукліди, формується додаткова доза опромінення населення. Найбільший внесок у формування дози опромінення дають ^{232}Th (~30%), ^{210}Pb (~25%), ^{228}Th (~20%, ^{238}U (~10%, ^{210}Po (~10%) та ін. При цьому, за

оцінками того ж Г.Д. Коваленка на відстані 1 км від джерела викиду найбільші індивідуальні дози опромінення в нинішній час спостерігаються для Старобешівської, Змієвської, Бурштинської і Криворізької ГРЕС – 21–46 мкЗв/рік, а найменші для Миронівської ТЕС – близько 0.8 мкЗв/рік. Сумарна колективна доза за рік від усіх ТЕС України, що працюють на вугіллі, в середньому дорівнює 23 люд·Зв/рік.

Слід підкреслити, що індивідуальні та колективні ефективні дози опромінення населення в результаті роботи ТЕС і опалення житла вугіллем, істотно вищі за дози, які отримує населення України в результаті експлуатації АЕС.

У відповідності з НРБУ-97, обмеження опромінення населення здійснюється шляхом регламентації та контролю: газо-аерозольних викидів і рідинних скидів у процесі роботи радіаційно-ядерних об'єктів; вмісту радіонуклідів в окремих об'єктах навколишнього середовища (воді, продуктах харчування, повітрі і т.п.). Крім того, для відповідних об'єктів з радіаційно-ядерними технологіями може встановлюватися санітарно-захисна зона, де регламентується спеціальний режим використання її території та спеціальні вимоги до радіаційного контролю. Перелік таких об'єктів встановлюється ОСПУ. Для відповідних радіаційно-ядерних об'єктів встановлюється квота ліміту дози опромінення осіб категорії В - населення (табл. 3.35). З наведених даних видно, що серед інших підприємств ЯПЦ для АЕС ефективні дози опромінення при нормальній експлуатації мають найбільший запас по відношенню до встановлених квот ліміту дози опромінення.

3.35. Квоти ліміту дози (DL_E), що використовуються для встановлення допустимих скидань і викидів

Радіаційно-ядерний об'єкт	Викиди: Квота DL_E за рахунок всіх шляхів	Скиди: Квота DL_E за рахунок критичного виду	Сумарна квота DL_E за рахунок повітряного та

	формування дози		водокористування		водного шляхів формування дози	
	%	мкЗв	%	мкЗв	%	мкЗв
АЕС, АТЕЦ, АСТ, та інші підприємства, які використовують ядерні реактори Підприємства по переробці РАВ	4	40	1	10	8	80
Пункти поховання РАВ	2	20	1	10	4	40
Уранові шахти, підприємства по переробці уранових руд	12	120	5	50	20	200
Заводи радіохімічної технології	10	100	5	50	20	200
Інші джерела. Референтний радіаційно-ядерний об'єкт	4	40	1	10	8	80

3.7. Оцінка і прогнозування дозових навантажень на рослини і тварин

У гострий період аварії на Чорнобильській АЕС потужність поглиненої дози гамма-випромінювання досягала одиниць Грей на годину. При цьому потужність дози β -випромінювання була в 10–100 разів більшою. Це призвело до прояву гострих ефектів: до загибелі внаслідок переопромінення найбільш чутливих до радіації рослинних (хвойні) і тваринних (деякі безхребетні) організмів. Близько 80% поглиненої рослинами і тваринами дози опромінення було отримано протягом перших трьох місяців після аварії. Варто зазначити, що більше 95% від цієї дози організми отримали за рахунок саме β -опромінення.

Останнім часом особливу актуальність набули питання оцінки ризику опромінення не тільки людини, але й інших організмів. Піднімається питання правомірності основної парадигми радіоекології, що базується на твердженні

“Якщо захищена людина, то захищені й інші біологічні об’єкти” (МКРЗ 91, 103). Про це свідчить широка дискусія, яка розгорнулася навколо визначення рівнів допустимих доз опромінення, пошук підходів для розробки дозиметричних моделей для біоти та створення МАГАТЕ в 2004 р. відповідної робочої групи, а також в 2005 р. 5-го комітету МКРЗ «Радіаційний захист навколишнього середовища». Якщо підходи і дозиметричні моделі опромінення людини нині є добре розвинутими, то дозиметричні моделі для зовнішнього і внутрішнього опромінення других організмів лише зараз бурхливо розвиваються.

Поглинену дозу випромінювання можна розрахувати за спеціальними формулами для джерел різної форми, що містять різні радіонукліди. Під час цих розрахунків ураховують масу, розмір і форму рослин і тіла тварин, а також час перебування на ґрунті, на дереві та інші ситуації. Дозиметричні формули дають змогу отримати наближені до реальних оцінки поглинених доз випромінювання від точкових, плоских та об’ємних джерел. Слід зазначити, що простої і водночас універсальної форми для розрахунків бути не може. Зрозуміло, що особливо складною є проблема оцінки поглинених доз випромінювання для рослин і тварин, які живуть у зонах радіонуклідних аномалій. Для розрахунку і оцінки поглинених доз випромінювання внаслідок потрапляння радіонуклідів на поверхню рослин і тіла тварин, а також накопичення їх в організмах потрібно враховувати такі параметри:

1. Спектр і активність різних радіонуклідів у компонентах екосистем у зоні проживання рослин і тварин в різний час. На одній і тій самій території навіть з однорідним рівнем радіонуклідного забруднення вони будуть різні для рослин, ссавців, птахів, риб та ін.

2. Середній розклад часу перебування, пересування і місця проживання різних представників біоти екосистеми у різних компонентах і ділянках екосистеми, на різних стадіях життя окремих видів живих організмів та

популяцій. Навіть для рослин на стадіях насіння, паростків, молоді і зрілої рослини дози можуть відрізнятися в сотні разів.

3. Коефіцієнти накопичення і середні концентрації в організмах радіонуклідів для різних представників біоти, розподіл радіонуклідів у тканинах та органах (особливо критичних) рослин і тварин в онтогенезі. Якщо коефіцієнти накопичення набагато перевищують одиницю, слід урахувати взаємний вплив γ -випромінювання особин у разі високої густоти проживання, а не тільки поглинені внаслідок внутрішнього опромінення дози. Це стосується насамперед фіто- і зоопланктону у водних екосистемах.

4. Розмір (об'єм) критичних органів і тіла рослин та тварин. Якщо розмір особини, її критичних органів дуже малий (мікроорганізми, меристеми рослин та ін.), то формула розрахунку поглиненої дози має враховувати пробіг γ -, β - й α -випромінювання. Мабуть, для малих об'ємів тільки частина дози випромінювання інкорпорованих радіонуклідів поглинається безпосередньо в межах критичного органа чи всього тіла, інша частина дози може поглинатися абіотичними компонентами середовища (повітря, вода, ґрунт тощо) чи в організмі інших представників біоти за високої густоти і чисельності різних видів у певному об'ємі ґрунту, води, донних відкладень.

Таким чином, виділено чотири групи параметрів, що можуть значно вплинути на оцінку доз, поглинених представниками біоти в екосистемі внаслідок внутрішнього і зовнішнього опромінення. При цьому кожна конкретна ситуація потребує спеціального розгляду, вибору та розробки моделі і формули для розрахунку поглиненої дози випромінювання на кожній стадії життя організмів і популяцій. Дозу випромінювання, поглинену біотою екосистеми, вимірюють у греях (радах). Оскільки існуючі оцінки відносної біологічної ефективності (ВБЕ) різних видів випромінювання орієнтовані на організм людини, вони не можуть бути автоматично перенесені на інших представників біоти екосистем. Зрозуміло, що

біологічний ефект α -випромінювачів, що потрапили в тіло дощового хробака, може відрізнятись від оцінок ВБЕ, прийнятих для людини. Тому універсальних формул розрахунку еквівалентних доз випромінювання для різних видів біоти поки що немає, а оцінки їх у звіртах (берах) можуть мати лише орієнтовне значення.

3.8. Формування т сучасні рівні опромінення населення в Україні та світі

Як було показано вище, основний внесок у формування ефективної дози опромінення населення, навіть у регіонах, що постраждали в результаті Чорнобильської катастрофи, дає складова природного радіоактивного фону (табл. 3.36). Більше половини всієї середньої дози опромінення населення формується за рахунок інгаляції радону і приблизно по 10% від зовнішнього космічного опромінення, випромінювання природних радіонуклідів, що містяться у ґрунті й будівлях, а також від внутрішнього опромінення за рахунок їх перорального надходження в організм. За природним радіоактивним фоном ідуть дози від медичного опромінення (табл. 3.36). У відповідності до закону ліміт дози від чорнобильських радіонуклідів не повинен перевищувати 1 мЗв/рік, що не дотримується зараз тільки в кількох десятках населених пунктів на забрудненій території (табл. 0.33). Тим не менше, навіть там дози від чорнобильських радіонуклідів значно нижчі за природний фон (рис. 3.4). Основну колективну еквівалентну дозу випромінювання для всього людства дають природні джерела випромінювання, потім медичні процедури, глобальні випадіння після ядерних випробувань, і на останньому місці в цьому переліку йдуть аварії на ядерних підприємствах.

3.36. Середня ефективна доза опромінення жителів Землі та деяких країн від усіх джерел радіоактивності (НКДАР-2000, МАГАТЕ, 2004)

Радіоактивність	Джерело	Ефективна доза, мЗв/рік				
		Середньосвітова	Україна	Росія	Франція	Діапазон
Природна	Зовнішнє космічне випромінювання	0.4	0.32	3.5	0.4	0.3–1.0
	Зовнішнє від ґрунту: ^{40}K , ряди ^{238}U і ^{232}Th	0.5	0.36		0.5	0.3–0.6
	Внутрішнє пероральне: ^{40}K , ряди ^{238}U і ^{232}Th	0.3	0.36		1.5	0.2–0.8
	Внутрішнє інгаляційне: радон	1.2	3.2			0.2–10
Техногенна	Медичне	0.4	1.0	0.8	1.0	0.1–5
	Випробування ядерної зброї	0.005	0.005	0.02	0.02	
	Аварія на ЧАЕС	0.002	0.01			
	АЕС підприємства ЯПЦ	0.0005	0.005		0.01	
	Побутові: TV, PC				0.001	
Разом		2.8	5.2	4.3	3.4	1–10

Незважаючи на це, опромінення від техногенних джерел завжди викликає питання: а чи не є це небезпечним для здоров'я? Відповідь залежить від отриманої дози, причому доза від природних і техногенних джерел повинна підсумовуватися. Якщо сумарна доза знаходиться в діапазоні коливань природного фону, то реальної небезпеки для здоров'я немає. Це все одно, що переїхати в місцевість з вищим природним фоном, наприклад до Фінляндії чи в Карпати. Для організму ці дози є малими.

Для прикладу, оцінимо в нинішній час середньорічні ефективні дози опромінення середньозваженої референтної людини від чорнобильського

забруднення в сільській місцевості поблизу Києва, де щільність забруднення дерново-підзолистого супіщаного ґрунту ^{137}Cs складає близько $A_s^{Cs-137} = 40$ кБк/м².

Проблема оцінки індивідуальної річної очікуваної ефективної дози випромінювання для людини, що проживає на забрудненій радіонуклідами території, зводиться практично до розрахунку й оцінки двох складових дози.

1. Середньорічну ефективну дозу від зовнішніх джерел γ -випромінювання (ґрунту) можна оцінити за показами дозиметра (розділ 0) чи шляхом розрахунку (розділ 0, вираз 3.27):

$$E_{\text{ext}} = A_s^{Cs-137} \cdot 1.2 \cdot 10^{-3} (\text{мЗв} \cdot \text{м}^2 / \text{кБк}) = 40 \cdot 1.2 \cdot 10^{-3} = 0.048 \text{ мЗв/рік} \quad 3.25,$$

2. Середньорічну ефективну дозу випромінювання внаслідок уживання продуктів харчування (харчова доза) і води оцінюють шляхом вимірювання активності (вмісту) радіонуклідів в організмі за допомогою приладу ЛВЛ (лічильника випромінювань людини), а потім перераховують на очікувану дозу за ^{137}Cs (розділ 0). Можна також проаналізувати чи спрогнозувати активності радіонуклідів у продуктах харчування і воді, зі значень яких річна внутрішня ефективна доза розраховується з використанням дозиметричних моделей (розділ 0, 0).

Для дерново-підзолистих ґрунтів усереднений коефіцієнт переходу ^{137}Cs в молоко (K_{Π}) становить 0.2 (Бк/кг)/(кБк/м²), отже, при щільності забруднення $A_s^{Cs-137} = 40$ кБк/м² середня питома активність ^{137}Cs в молоці складає $A_{\text{milk}}^{Cs-137} = A_s^{Cs-137} \cdot K_{\Pi} = 40 \cdot 0.2 = 8 \text{ Бк/л}$, і при перемноженні її на величину «референтного» молочного еквіваленту (355 л/рік), що враховує надходження ^{137}Cs з усіма іншими продуктами, отримуємо середньорічне пероральне надходження ^{137}Cs в організм дорослої людини $A_{\text{ing}}^{Cs-137} = 8 \cdot 355 = 2840 \text{ Бк/рік}$. За рахунок такого надходження ^{137}Cs людина отримає ефективну дозу (вираз 3.28):

$$E_{\text{ing}} = A_{\text{ing}}^{Cs-137} \cdot 1.2 \cdot 10^{-5} (\text{мЗв/Бк}) = 2840 \cdot 1.2 \cdot 10^{-5} = 0.034 \text{ мЗв/рік} \quad 3.26$$

Таким чином, для дерново-підзолистих ґрунтів ефективні дози зовнішнього ($E_{\text{ext}}=0.048$ мЗв/рік) і внутрішнього ($E_{\text{ing}} = 0.034$ мЗв/рік) опромінення населення від ^{137}Cs на пізній стадії аварії будуть співставними. За існуючої в околицях Києва щільності забруднення ґрунту $A_s^{Cs-137} = 40$ кБк/м² сумарна середньорічна ефективна доза опромінення сільського населення становить $E_t = E_{\text{ext}} + E_{\text{ing}} = 0.048 + 0.034 = 0.08$ мЗв/рік, що більш ніж в 10 разів нижче від регламентованого рівня середніх медичних доз опромінення при діагностиці в Києві, і більш ніж у 50 разів нижче природного радіоактивного фону. Слід зазначити, що значення природного фону в різних регіонах України значно перевищують цю чорнобильську дозу, і сумарна доза опромінення (разом з природним фоном) в регіонах, не постраждалих після аварії на ЧАЕС, зараз може перевищувати дози в «чорнобильських регіонах».

3.9. Рівні допустимого опромінення. Поняття ризику

Найбільш серйозні радіобіологічні ефекти, або біологічні ефекти радіаційного впливу, звичайно згруповують у дві основні категорії: *детерміновані ефекти* (шкідливі тканинні реакції), більшою частиною пов'язані з загибеллю чи мальфункцією клітин при високих дозах (вище 0.1 Зв = 100 мЗв) і *стохастичні ефекти*, такі рак і спадкові захворювання, пов'язані або з розвитком ракових захворювань у опромінених індивідів через мутації в соматичних клітинах, або зі спадковими захворюваннями нащадків опромінених осіб через мутації в репродуктивних клітинах.

При захисті людини від впливу іонізуючого випромінювання розглядаються також біологічні радіаційні ефекти у зародка і плоду, а також неракові захворювання.

В основу радіаційної безпеки покладені три головних принципи: виправданості (доцільності), оптимізації та обмеження (нормування).

Принцип виправданості полягає в тому, що використання джерел іонізуючого випромінювання, заходи щодо зміни існуючої ситуації опромінення населення, а також дії у випадку радіаційної аварії повинні бути виправдані. Це означає, що користь, яку вони приносять здоров'ю людини або в плані розвитку економіки, мають переважати над шкодою.

Принцип оптимізації полягає в тому, що дози в окремої людини, кількість опромінюваних людей і ймовірність їх опромінення повинні знаходитися на по можливості нижчому рівні, що може досягатися з урахуванням економічних і соціальних факторів. Тобто треба використовувати всі можливості для зниження сумарного радіаційного ризику з урахуванням обмежуючих економічних факторів і потреб людей.

Принцип обмеження встановлює обмеження на рівні техногенного опромінення. Для цього вводиться поняття «ліміти дози».

Національні норми радіаційної безпеки базуються на рекомендаціях МКРЗ і основних міжнародних стандартах безпеки (МСБ) МАГАТЕ. Стандарти радіологічного захисту людини і довкілля (International Safety Standards) широко використовуються в якості основи національних законодавств переважною більшістю країн-членів МАГАТЕ.

НРБУ-97 є основним державним документом, що встановлює систему радіаційно-гігієнічних регламентів для забезпечення прийнятних рівнів опромінення як для окремої людини, так і суспільства взагалі. Метою НРБУ-97 є визначення основних вимог до охорони здоров'я людини від можливої шкоди, що пов'язана з опроміненням джерелами іонізуючих випромінювань та охорони навколишнього середовища. Ця мета досягається шляхом введення *гігієнічних регламентів*, які забезпечують з одного боку запобігання виникнення детермінованих ефектів у осіб, що зазнали опромінення, а з

іншого – обмеження на прийнятному рівні імовірності виникнення стохастичних ефектів.

Нормами радіаційної безпеки встановлюються наступні *категорії осіб, які зазнають опромінення*:

Категорія А (персонал) – особи, які постійно чи тимчасово працюють безпосередньо з джерелами іонізуючих випромінювань.

Категорія Б (персонал) – особи, які безпосередньо не зайняті роботою з джерелами іонізуючих випромінювань, але у зв'язку з розташуванням робочих місць в приміщеннях та на промислових майданчиках об'єктів з радіаційно-ядерними технологіями можуть отримувати додаткове опромінення.

Категорія В – все населення.

В нинішній час рекомендується розглядати *три класи ситуацій опромінення людини*:

Планові ситуації. Ситуації, в яких контрольоване опромінення людини пов'язане з щоденним, передбаченим проектом і ліцензією, режимом роботи установки, що використовує джерела іонізуючого випромінювання (при медичній діагностиці й лікуванні, а також опромінення при нормальній роботі ядерних реакторів і т.д.).

Аварійні ситуації. Гострі ситуації, в яких опромінення людини викликане неконтрольованими і небезпечними відхиленнями режиму роботи установки від нормальних, передбачених проектом і ліцензією умов.

Існуючі ситуації. Ситуації опромінення людини в умовах, які склалися до прийняття рішення про контроль над джерелом, у тому числі – за рахунок природних джерел і внаслідок діяльності людини в минулому (наприклад, опромінення населення, що нині проживає на територіях, які постраждали при аварії на Чорнобильській АЕС).

З метою радіаційного захисту персоналу і населення НРБУ-97 вводить *ліміти доз та допустимі рівні надходження радіонуклідів в організм і*

значення вмісту у воді та повітрі, які гарантують ці рівні надходження. Ліміти доз встановлюються в термінах індивідуальної річної ефективної дози зовнішнього та внутрішнього опромінення та еквівалентних доз зовнішнього опромінення (ліміт річної ефективної дози та ліміти еквівалентної дози зовнішнього опромінення). Обмеження опромінення осіб категорії В (населення) здійснюється введенням лімітів річної ефективної та еквівалентних доз у критичній групі осіб категорії В. Останнє означає, що значення річної дози опромінення осіб, які входять в критичну групу, не повинно перевищувати ліміту дози, встановленого для категорії В. З лімітом дози порівнюється сума ефективних доз опромінення від усіх індустриальних джерел випромінювання. До цієї суми не включають:

- дозу, яку одержують при медичному обстеженні або лікуванні;
- дозу опромінення від природних джерел випромінювання;
- дозу, яка пов'язана з аварійним опроміненням населення;
- дозу опромінення від техногенно-підсиленних джерел природного походження.

Числові значення лімітів доз (табл. 3.37) встановлюються на рівнях, що виключають можливість виникнення детермінованих ефектів опромінення (табл. 3.38) і, одночасно, гарантують настільки низьку імовірність виникнення стохастичних ефектів опромінення, що вона є прийнятною як для окремих осіб, так і для суспільства в цілому. Додатково до ліміту річної ефективної дози НРБУ-97 встановлюються ліміти річної еквівалентної дози зовнішнього опромінення окремих органів і тканин: кришталіка ока; шкіри; кистей та стіп (табл. 3.37).

3.37. Ліміти дози опромінення ($\text{мЗв}\cdot\text{рік}^{-1}$) за НРБУ-97

Ліміти доз	Категорія осіб, які зазнають опромінення		
	А ^{а) б)}	Б ^{а)}	В ^{а)}
DL_E (ліміт ефективної дози)	20 ^{б)}	2	1

Ліміти еквівалентної дози зовнішнього опромінення:			
DL_{lens} (для кришталика ока)	150	15	15
DL_{skin} (для шкіри)	500	50	50
DL_{extrim} (для кистей та стіп)	500	50	-

Індукція тканинних реакцій (детерміністичних ефектів) характеризується пороговою дозою (табл. 3.38). Причина існування цієї порогової дози полягає в тому, що, перш ніж пошкодження тканини проявиться у відповідній клінічній формі, має виникнути радіаційне пошкодження (серйозна мальфункція чи загибель) критичної популяції клітин в даній тканині. При перевищенні порогової дози тяжкість ураження, включаючи порушення здатності тканини до відновлення, збільшується з ростом дози. Для поглинених доз до 100 мГр (вплив випромінювання з низькою чи високою ЛПЕ) не існує таких тканин, у яких би розвивалися клінічно виражені функціональні порушення. Цей висновок справедливий як для одноразового гострого опромінення, так і в ситуаціях, коли ці малі дози накопичуються тривало у вигляді повторних впливів протягом одного року.

Запобігання виникненню детермінованих ефектів у осіб, що зазнали опромінення, досягається тим, що відомі на нинішній час пороги детерміністичних (тканинних) ефектів (табл. 3.38) є набагато вищими за встановлені ліміти дози опромінення персоналу і тим більше населення (табл. 3.37).

3.38. Пороги детерміністичних ефектів для яєчок, яєчників, кришталику ока та кісткового мозку дорослої людини (за НРБУ-97)

Орган (тканина) та ефект	Поріг		
	Сумарна еквівалентна доза, отримана при однократному опроміненні (Зв)	Сумарна еквівалентна доза, отримана при високофракціонованому або хронічному опроміненні (Зв)	Середньорічна потужність дози, при високофракціонованому або хронічному опроміненні на протязі багатьох років ($Зв \cdot рік^{-1}$)

Яєчка			
Тимчасова безплідність	0.15	Не застосовний	0.4
Постійна безплідність	3.5-6.0	Не застосовний	2.0
Яєчники			
Безплідність	2.5-6.0	6.0	>0.2
Кришталіки ока			
Помутніння, що діагностується	0.5-2.0	5	>0.1
Катаракта	5.0	>8	>0.15
Кістковий мозок			
Пригнічення кровотворення	0.5	Не застосовний	>0.4

Ліміти доз опромінення персоналу і населення, обмеження на прийнятному рівні імовірності виникнення стохастичних ефектів гарантують настільки низьку імовірність виникнення стохастичних ефектів опромінення, що вона є прийнятною як для окремих осіб, так і для суспільства в цілому.

Для онкологічних захворювань, існують епідеміологічні й експериментальні дослідження, що дають оцінку ризику та її невизначеностей для доз близько 100 мЗв і вищих. Для спадкових захворювань доказів існування радіаційного ризику розвитку таких захворювань для людини немає. Проте експериментальні спостереження на лабораторних тваринах досить переконливо показують, що такого виду радіаційні ризики для здоров'я майбутніх поколінь повинні бути враховані в системі радіаційного захисту.

В нинішній час з метою радіаційного захисту МКРЗ робить висновок, що для діапазону малих доз (менше 100 мЗв) науково обґрунтованим є припущення про пряму пропорційність виходу раку і спадкових захворювань (стохастичних ефектів) приросту еквівалентної дози у відповідних органах і тканинах. Ця модель залежності доза-ефект зазвичай називається *лінійною*

безпороговою (ЛБП) моделлю. Така точка зору узгоджується з точкою зору НКДАР ООН, тоді як Академія Наук Франції (2005) наполягає на існуванні практичного порогу для радіаційного ризику раку. Тим не менше, МКРЗ підкреслює, що хоча ЛБП модель і залишається науково обґрунтованим елементом радіаційного захисту, навряд чи вдасться зібрати інформацію, яка безперечно підтвердить гіпотезу, що лежить в основі цієї моделі.

Внаслідок невизначеності оцінки виходу біологічних ефектів при малих дозах не слід розраховувати гіпотетичну кількість випадків раку чи спадкових захворювань, які можуть бути асоційовані з дуже малими дозами, отриманими величезною кількістю людей за дуже тривалий період часу.

Що ж це таке – імовірність виникнення стохастичних ефектів опромінення, яка є прийнятною як для окремих осіб, так і для суспільства в цілому?

Як правило, із 30 "щоденних" факторів ризику, що загрожують здоров'ю і життю, більшість населення на перше місце за ступенем небезпеки ставить використання атомної енергетики, яке об'єктивно займає лише 20-у позицію, а медичне рентгенівське опромінення, яке займає по об'єктивній шкалі небезпеки 9-е місце, відносить на 22-24 місця. Ризик (ймовірність) загинути в автомобільній аварії у людини набагато перевищує ризик загибелі в авіаційній катастрофі, але, зазвичай, людина думає інакше, оскільки із засобів масової інформації отримує відомості практично про кожну аварію літака в світі, й далеко не завжди інформована про більшість автомобільних аварій у своєму місті.

В цілому, ризик смерті людини, зумовлений ендогенними чинниками (захворювання, старіння), оцінюють приблизно у 10^{-2} (це означає ризик смерті однієї людини зі ста у середньому), третина з них помирає від серечно-судинних захворювань ($3 \cdot 10^{-3}$). Ризик, обумовлений чинниками середовища проживання є значно меншим (катастрофи та інші екстремальні ситуації – 10^{-5} , паління – $5 \cdot 10^{-4}$ на рік тощо). В радіаційному захисті поняття

“ризик” використовується як синонім імовірності шкідливого ефекту (головним чином раку і важкого спадкового пошкодження), викликаного дією іонізуючого випромінювання на людину.

Ліміти дози, введені НРБУ-97, були рекомендовані МКРЗ на основі багатофакторного аналізу ризику. При цьому імовірність несприятливих наслідків в сфері практичної діяльності, пов'язаної з дією або використанням джерел іонізуючого випромінювання, зіставлялася з імовірністю втрати здоров'я або життя в інших сферах, не пов'язаних з радіаційним фактором. У відповідності з міжнародною практикою вважається, що ризик є нехтовно малим, якщо імовірність смерті менше 10^{-6} рік⁻¹. Ризик прийнятний для персоналу, якщо імовірність смерті не перевищує 10^{-4} рік⁻¹, для населення - 10^{-5} рік⁻¹. Верхній рівень прийнятного індивідуального ризику (межа індивідуального ризику) при техногенному опроміненні осіб з числа персоналу відповідає імовірності смерті 10^{-3} рік⁻¹, при опроміненні населення - $5 \cdot 10^{-5}$ рік⁻¹. Вказані величини не є нормативом і наведені у НРБУ-97 лише для якісної ілюстрації ризику, зв'язаного з впливом іонізуючого випромінювання.

Кількісні характеристики радіаційних ризиків наведені в 60-ій та 103-ій Публікаціях МКРЗ, Публікаціях НКДАР ООН. Так, наприклад, номінальні коефіцієнти імовірності стохастичних ефектів (фатальні і нефатальні раки, важкі спадкові дефекти у нащадків) з 60-ої та 103-ої Публікацій МКРЗ наведені в табл. 3.39 .

3.39. Коефіцієнти номінального ризику (10^{-2} , Зв⁻¹) для стохастичних ефектів з урахуванням їх шкоди після опромінення при малій потужності дози

Опромінена популяція	Рак		Спадкові ефекти		Всього	
	Публікація 103	Публікація 60	Публікація 103	Публікація 60	Публікація 103	Публікація 60
Вся популяція	5.5	6.0	0.2	1.3	5.7	7.3
Дорослі	4.1	4.8	0.1	0.8	4.2	5.6

Сучасні оцінки ризику виникнення раку є дещо меншими за ті, що були прийняті 20 років тому, оскільки після 1990 р. була накопичена додаткова епідеміологічна інформація щодо специфічних для органів ризиків розвитку раку після радіаційного впливу.

Прямі докази того, що радіаційний вплив на батьків призводить до надлишкового виходу спадкових захворювань у їх нащадків, усе ще відсутні. Проте є ряд доказів того, що опромінення здатне викликати спадкові хвороби в експериментальних тварин. Разом з тим, у минулому ризик спадкових хвороб переоцінювався.

МКРЗ підкреслює оціночний характер наведених вище коефіцієнтів та їх суттєву невизначеність. Наведені значення не можуть застосовуватися як альтернатива встановлених НРБУ-97 лімітів дози.

Ліміт дози для населення встановлюється таким чином, щоб гіпотетичний ризик смерті від техногенної радіації не перевищував рівень прийняттого ризику в других галузях діяльності, регульованих законодавством. У більшості країн світу, включаючи Україну, Білорусь і Росію, рекомендований МКРЗ рівень прийняттого ризику (5 додаткових випадків смерті на рік на 100 000 осіб), який відповідає ліміту дози для населення 1мЗв на рік (табл. 3.39). Ця доза приблизно в два рази менша за середньосвітовий рівень природного фону.

Регламенти НРБУ-97 умовно поділяють заходи з радіаційного захисту населення після аварії на екстрені, невідкладні та довготривалі, використовуючи при цьому загальні основні принципи для втручання: виправданість, неперевищення порогу детермінованих радіаційних ефектів і оптимізацію.

Втручання слід вважати безумовно виправданим, якщо довготривалим контрзаходом відвертається така прогнозована доза, яка перевищує значення рівнів, приведених в НРБУ-97. Значення безумовно виправданих рівнів дії, які виражені в термінах щільності випадіння ^{137}Cs , ^{90}Sr і α -випромінювачів,

розраховані так, що вони відповідають дозі 1 Зв, яка може бути відвернута за період переселення, і містять коефіцієнт запасу від 2 до 10 за внутрішнім опроміненням. Цей коефіцієнт введений через варіабельність узагальнених коефіцієнтів переходу із ґрунту в місцевий раціон, а також у зв'язку з коливаннями коефіцієнтів вітрового підйому трансуранових елементів.

Референтний рівень, введений в Рекомендаціях МКРЗ, представляє собою рівень дози або ризику, який є неприйнятним, і тому вимагається розробка і здійснення оптимізованого плану захисних заходів. Для порівняння з референтним рівнем доз опромінення населення застосовується концепція *представницького індивіда* – гіпотетичної особи, яка характеризує найбільш опромінювану групу населення.

3.10. Інститути регулювання

Сучасна система радіаційного захисту, якщо порівнювати її з захистом від інших техногенних факторів ризику, є однією з найбільш досконалих, а контроль за виконанням її вимог відлагоджений надзвичайно суворо. Це не дивно, враховуючи сьгоднішні масштаби використання ядерних технологій у світі.

Система радіаційного захисту включає два рівні регулювання – міжнародний і національний. Розробка принципів, рекомендацій і стандартів радіаційної безпеки ведеться головним чином на міжнародному рівні.

Національні уряди приймають закони, які закріплюють загальні принципи і підходи до забезпечення безпеки населення, персоналу, пацієнтів тощо. Уповноважене урядом міністерство або відомство затверджує національні норми і правила радіаційної безпеки, розроблені на основі міжнародних рекомендацій з урахуванням реалій конкретної країни.

Щоб визначити ступінь небезпеки нових методів діагностики і лікування і можливості захисту від неї в 1928 р. лікарі-рентгенологи

створили вже не раз згадувану спеціальну організацію – Міжнародну комісію з радіологічного захисту (МКРЗ). МКРЗ є консультативним органом, що надає регулюючим і експертним організаціям свої рекомендації щодо основоположних принципів, на яких можна будувати радіаційний захист. З моменту утворення МКРЗ регулярно випускає свої рекомендації (Публікації МКРЗ) з захисту людини від шкідливого впливу іонізуючого випромінювання. Нині більшість національних нормативних документів, включаючи НРБУ-97/2000, основані саме на рекомендаціях МКРЗ.

У п'ятдесяти-шістдесяти роки минулого сторіччя регулярно проводилися випробування ядерної зброї в атмосфері, і проблеми радіаційного захисту стосувалися населення всієї земної кулі. Тоді Організація об'єднаних націй (ООН) створила дві спеціальні організації: в 1955 р. – Науковий комітет з дії атомної радіації (НКДАР ООН) і в 1957 р. – Міжнародне агентство з атомної енергетики (МАГАТЕ).

НКДАР займається збором, вивченням і поширенням інформації щодо рівнів іонізуючого випромінювання і радіоактивності (як природної, так і штучної), що спостерігаються в довкіллі, і щодо впливу такого випромінювання на людину і довкілля. Доповіді НКДАР широко визнаються в якості авторитетних документів.

МАГАТЕ – незалежна міжурядова організація в системі ООН. Забезпечення ядерної і радіаційної безпеки є одним з ключових напрямків діяльності МАГАТЕ. Агентством керує Рада керуючих, яка складається з представників 34 держав-членів, а також Генеральна конференція, яка представляє всі держави-члени Агентства, кількість яких перевищує 110. Україна також є членом МАГАТЕ.

Основними цілями МАГАТЕ є забезпечення гарантій ядерного нерозповсюдження; підвищення фізичної безпеки ядерних установок і зберігання радіоактивних матеріалів; забезпечення ядерної і радіаційної безпеки технологій; сприяння тому, щоб ядерні дослідження допомагали

задовольняти потреби людей. Роль МАГАТЕ у забезпеченні безпеки полягає в адмініструванні конвенцій з безпеки, розробці міжнародних стандартів безпеки і в сприянні застосуванню міжнародних стандартів безпеки.

В системі ООН є ще одна організація, що займається питаннями впливу атомної радіації на людину. Це – Всесвітня організація охорони здоров'я (ВООЗ). Широке використання атомних технологій поставило радіацію в один ряд з іншими глобальними факторами ризику для здоров'я населення. В цьому контексті ВООЗ визначає пріоритети в медичних і епідеміологічних дослідженнях, пов'язаних з радіаційним впливом, установлює норми і стандарти надання медичної допомоги з використанням ядерних технологій, контролює ситуацію в галузі охорони здоров'я.

На національному рівні питаннями радіаційної безпеки в кожній країні займаються зазвичай кілька організацій. Сфери відповідальності поділені між ними, як правило, наступним чином.

Органи державного регулювання ядерної і радіаційної безпеки ліцензують і контролюють діяльність підприємств і організацій, які експлуатують ядерні установки і джерела іонізуючого випромінювання. В Україні це Державний комітет ядерного регулювання України (Держатомрегулювання) – центральний орган виконавчої влади зі спеціальним статусом, діяльність якого регулюється "Положенням про Державний комітет ядерного регулювання України", затвердженим постановою Кабінету Міністрів України від 27 грудня 2006 р. N 1830.

Органи охорони здоров'я відповідають за санітарно-епідеміологічне благополуччя населення, встановлюють і контролюють виконання радіаційно-гігієнічних нормативів.

Наукову експертизу проводить наукова комісія з радіаційного захисту. В Україні це Національна комісія з радіаційного захисту населення України (НКРЗУ) при Верховній Раді України.

В Україні, Білорусі і Росії спеціальними питаннями захисту населення від наслідків аварії на Чорнобильській АЕС уповноважені займатися національні міністерства з надзвичайних ситуацій. Вони організують і координують роботи з ліквідації наслідків аварії, реабілітації територій і соціального захисту громадян.

Аварія на Чорнобильській АЕС відкрила нову сторінку в діяльності міжнародних і національних організацій.

ВООЗ уже через 10 днів після аварії організувала першу наукову експертизу радіологічних наслідків аварії для населення Європи. МАГАТЕ через 3 місяці після аварії провело першу міжнародну конференцію для аналізу причин аварії й оцінки радіологічних наслідків. У 1990-91 рр. на прохання уряду СРСР МАГАТЕ організувало Міжнародний чорнобильський проект для вивчення радіаційної ситуації та заходів захисту населення постраждалих районів, а також його здоров'я.

НКДАР в 1988 р. представив Генеральній асамблеї ООН спеціальний звіт по оцінці чорнобильських доз опромінення населення всієї земної кулі. В 2000 р. НКДАР підготував доповіді по підсумках багаторічних досліджень радіологічних наслідків аварії.

В 2003-2005 рр. під егідою ООН був проведений міжнародний Чорнобильський форум. До уваги громадськості були представлені доповідь ПРООН «Гуманітарні наслідки Чорнобильської ядерної аварії – стратегія відновлення» і доповіді двох експертних груп форуму: «Екологія» і «Здоров'я». Над цими документами працювали близько 100 визнаних експертів з чорнобильської проблеми з багатьох країн світу, включаючи спеціалістів Білорусі, Росії і України. Вони стали предметом консенсусу восьми організацій ООН і урядів трьох постраждалих країн.

Таким чином, основним критерієм оцінки наслідків опромінення для людей є рівень індивідуальної ефективної дози, особливо для критичних груп населення. І тут було розглянуто основні орієнтовні та точні методи оцінки

доз, сформованих унаслідок зовнішнього впливу радіонуклідів, а також потрапляння в організм із повітрям під час дихання і вживання їжі й води. Усі ці прийоми і методи досить прості й доступні, вони дають змогу конкретно оцінювати і прогнозувати середні значення індивідуальних еквівалентних доз випромінювання, а також розраховувати колективні еквівалентні дози. Якщо цей показник перевищує установлені дозові ліміти, то ситуація потребує втручання і вживання оптимальних контрзаходів.

Контрольні запитання до розділу 3:

1. Що таке експозиційна доза фотонного випромінювання?
2. Що таке поглинена доза?
3. Що таке еквівалентна доза в органі або тканині?
4. Що таке радіаційний зважувачий фактор?
5. Що таке тканинний зважувачий фактор?
6. Що таке ефективна та еквівалентна доза?
7. Що таке доза колективна ефективна (еквівалентна)?
8. Як і для чого розраховують надходження (до організму) радіоактивних речовин (інгаляційне, пероральне)?
9. Дайте визначення дозового коефіцієнту.
10. Визначіть клас розчинності радіоактивного аерозолу в організмі людини.
11. Наведіть молочний еквівалент (по ^{137}Cs) річного споживання.
12. Який середній рівень природного фону?
13. Що таке критичний орган людини?
14. Дайте визначення критичної групи населення.
15. Як розраховується харчова складова дози для людини?
16. Як розраховується інгаляційна складова дози для людини?
17. Що таке коефіцієнт екранування будівлями?

18. Яка різниця між індивідуальними та колективними дозами опромінення у людей?
19. Що таке космічне випромінювання?
20. Яка різниця між зовнішнім та внутрішнім опроміненням?
21. Концепція прийняттого ризику. Що це таке?
22. Введіть поняття радіаційного ризику.
23. Що таке співвідношення користь-шкода?
24. Що таке природний радіаційний фон?
25. Що таке медіанний за активністю аеродинамічний діаметр (AMAD)?

4. АТМОСФЕРА, ҐРУНТ І РОСЛИНИ ЯК ПЕРВИННІ ЛАНКИ НАДХОДЖЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ В БІОСФЕРУ

4.1. Загальні закономірності міграції радіонуклідів у навколишньому середовищі. 4.2. Міграція радіонуклідів в атмосфері. 4.3. Міграція радіонуклідів у ґрунті. 4.4. Надходження радіонуклідів у рослини. 4.5. Особливості міграції радіонуклідів в лісових біоценозах.

Отже, як свідчать дані, наведені у розділі 2, особливо небезпечними є випадки раптових викидів продуктів поділу у навколишнє середовище в результаті випробувань атомної зброї і аварійних ситуацій на підприємствах, пов'язаних з виробкою атомної енергії, які можуть призводити до локальних і глобальних забруднень ґрунту, живих організмів радіоактивними речовинами на тривалий період. Переважна більшість штучних радіоактивних ізотопів, що надходить у навколишнє середовище, належить до короткоживучих і протягом декількох годин-місяців розпадається. Особливу небезпеку натеper і на довгі роки в майбутньому для людини і взагалі для всього живого серед радіонуклідів, викинутих в результаті аварії на Чорнобильській АЕС, являють довгоживучі ^{90}Sr (період піврозпаду 29 років), ^{137}Cs (30 років) і ^{239}Pu (24 380 років) та ізоtopи деяких інших трансуранових елементів. І саме на них акцентована увага у наступних розділах при викладенні матеріалу про міграцію радіонуклідів у довкіллі.

4.1. Загальні закономірності міграції радіонуклідів у навколишньому середовищі

При масових випробуваннях атомної зброї до 1963 р., а також більшості аварій на підприємствах атомної енергетики, первинною ланкою надходження радіонуклідів у природне середовище є атмосфера, з якої вони у складі різноманітних речовин, у різному фізичному і фізико-хімічному стані поступово випадають на поверхню земної кулі. Тут вони стають складовою

частиною біологічних циклів природного кругообігу речовин, потрапляючи через трофічні, або харчові, ланцюги до людського організму. Для спеціалістів екологів, фахівців сільського господарства різних напрямів надзвичайно важливо бути обізнаними щодо закономірностей пересування радіоактивних речовин по цих ланцюгах, враховуючи особливості живлення культурних рослин і продуктивної худоби.

Тут слід з'ясувати, що розуміє радіоекологія під поняттям трофічного ланцюга. У загальній екології – це низка послідовних етапів, котрими відбувається трансформація речовини і енергії в екосистемі. Або групи організмів, пов'язані один з іншим відношеннями їжа–споживач. В радіоекології *трофічний ланцюг – це шлях, яким радіонукліди надходять до організму людини*. Протягом цього шляху відбувається трансформація радіоактивної речовини, можливий перехід радіонукліду з одного стану в інший, кількісна втрата радіонукліду.

Харчові ланцюги бувають короткими і довгими. Короткі: атмосфера–людина, водойма–людина; довгі: атмосфера–грунт–рослина–тварина–людина; атмосфера–вода–рослина–тварина–людина. Можна виокремити і проміжні по довжині ланцюги: атмосфера–рослина–людина; атмосфера– водойма–людина і т.д. Іноді розглядають трофічні ланцюги не тільки по відношенню до людини, але й тварин, рослин.

Чим довший трофічний ланцюг, тим менше радіоактивності надійде до організму людини. Тому що концентрація радіонуклідів під час міграції від однієї ланки (об'єкту) до іншої, як правило, зменшується. Наприклад, концентрація більшості радіонуклідів в рослинах на одиницю маси нижча, ніж у ґрунті, на якому ростуть ці рослини; наявність радіоактивності в молоці і м'ясі нижча, ніж у рослинах, що складають кормовий раціон; в тканинах людини менша, ніж у раціоні харчування.

Проте існують і протилежні випадки. Зокрема, вміст таких радіонуклідів як ^{90}Sr або ^{137}Cs при переході з ґрунту в рослини у деяких

випадках, наприклад, на бідних дерново-підзолистих, торф'яно-болотних ґрунтах у вегетативній масі люпину та деяких інших рослинах, може збільшуватись. Кількість ^{131}I у щитоподібній залозі хребетних на одиницю маси цього невеликого органу у десятки і сотні разів може перевищувати його концентрацію у природному середовищі. У такому разі говорять про акумуляцію радіонуклідів.

Мірою нагромадження радіонуклідів в організмах є коефіцієнт накопичення, який звичайно позначають аббревіатурою K_n , або КН. Він являє собою співвідношення між вмістом радіонукліду в організмі (Бк/кг) до його концентрації у середовищі (субстраті) (Бк/кг). Так, *коефіцієнт накопичення радіонукліду рослинами – це співвідношення між його кількістю в одиниці маси рослини та вмістом у такій самій кількості ґрунту*; у випадку тварин – співвідношення кількості радіонукліду в одиниці маси органів тварин (молока, м'яса) та в рівноцінному обсязі кормів.

З цією ж метою використовують коефіцієнт переходу ($K_{п}$, або КП). Для оцінки переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини він розраховується як відношення кількості радіонукліду в одиниці маси продуктивних органів (Бк/кг) до його кількості в одному квадратному метрі орного шару, на якому вирощуються рослини (кБк/м²).

Обидва коефіцієнти добре узгоджуються між собою, хоча розташовуються у різних числових діапазонах.

У загальному вигляді схему шляхів міграції радіоактивних речовин в об'єктах навколишнього середовища показано на рис. 4.1. Згідно з нею радіоактивні речовини, які випадають на земну поверхню, концентруються у трьох головних об'єктах – ґрунті, рослинах і водоймах. Для спрощення схеми у неї навмисно не включені такі специфічні сільськогосподарські об'єкти як рілля, луки, пасовища, ліс, вважаючи їх, можливо, дещо умовно, за різновидності перших двох об'єктів.

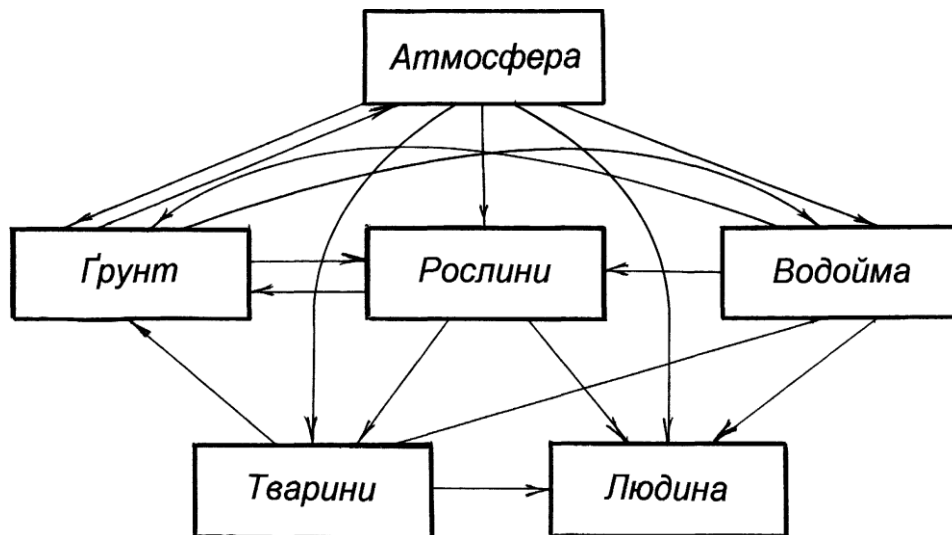


Рис. 45.1. Схема шляхів міграції радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища.

З поверхні ґрунту радіоактивні речовини, розчиняючись у воді атмосферних опадів чи поливних водах або ж механічно з током води пересуваються до більш глибоких шарів.

Радіоактивні опади у вигляді аерозольних частинок з питомою масою, як правило, більше одиниці, потрапляючи на поверхню водойм, досить швидко опускаються на дно, концентруючись у мулових відкладах, де їх може нагромаджуватись до 95–98% від кількості, що випала на водне дзеркало. Проте частина їх з часом розчиняється у воді, тим самим забруднюючи її.

Радіоактивні речовини, що потрапляють на рослини, можуть бути адсорбовані їх поверхнею шляхом дифузії або ж проникати всередину рослин через продихи, залучатися у транспортні шляхи метаболізму і нагромаджуватися в органах, які мають господарське і харчове значення.

Велика, якщо не основна, частина радіоактивних речовин надходить до рослин через кореневу систему з ґрунту. Деяка частина таких речовин може потрапляти до рослин із забруднених водойм під час підтоплення, а також внаслідок зрошення.

Забруднені рослини є головним джерелом надходження радіоактивних речовин до організму сільськогосподарських тварин разом із кормами. Ще одне джерело таких речовин – це вода відкритих водойм.

Нарешті, радіоактивні речовини можуть потрапляти до організму людини разом із продуктами тваринного і рослинного походження та з водою. Вважається, що головним їх джерелом (до 70%) є продукція тваринництва, особливо молоко та деякі молочні продукти. Проте в деяких регіонах до 50% радіоактивних речовин може надходити з продуктами рослинного походження, переважно з картоплею і овочами. Частка інгаляційного шляху, тобто через органи дихання, після припинення випадання радіоактивних опадів невелика.

Але, надходячи з кормами до тварин, переважна частина радіоактивних речовин не засвоюється і не потрапляє до продукції тваринного походження, а разом з екскрементами повертається до ґрунту і може знову надходити до рослин. Таким же чином можуть повертатися до ґрунту разом з компостами, золою та іншими залишками радіоактивні речовини, що нагромаджуються в рослинах. Подібні зворотні зв'язки можуть виникати і між іншими ланками харчових ланцюжків, наприклад, від рослин і людини до води, від людини до ґрунту. Проте внесок їх у міграцію в цих напрямках відносно невеликий і вони не позначені на схемі.

Схему шляхів міграції радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища можна деталізувати. Так, В.К. Сахаров (2006), розглядаючи камерну модель переносу радіонуклідів трофічними ланцюгами, уявляє її такою (рис. 4.2).

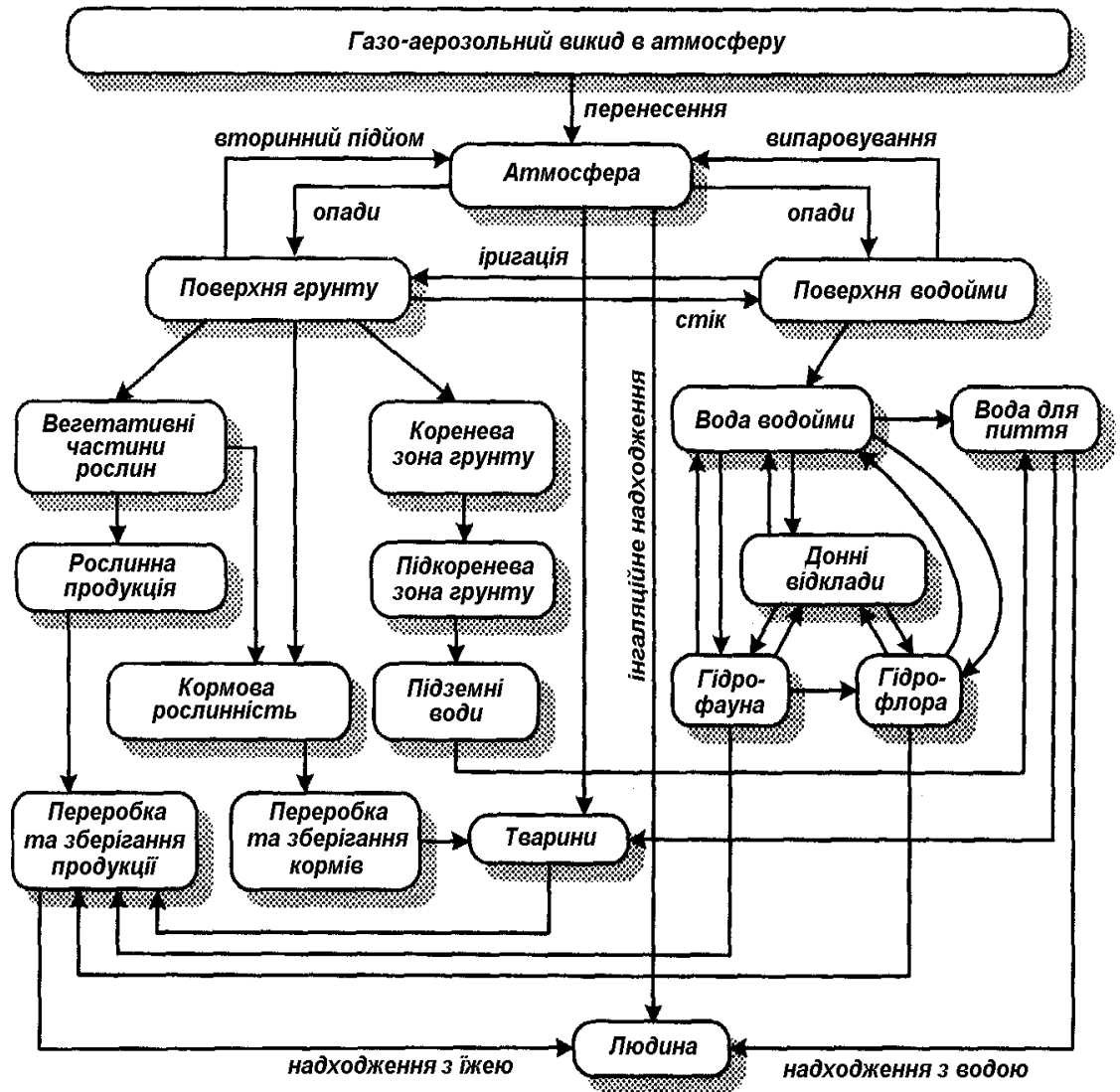


Рис. 4.2. Міграція радіонуклідів трофічними ланцюгами при викиді їх в атмосферу (В.К. Сахаров, 2006).

Схеми на рис. 4.1 і 4.2 не альтернативні, не суперечать одна одній. Перша схема легко може бути доповнена другою. Більш того, і друга може бути доповнена першою, хоча та і здається дещо спрощеною. Наприклад, зворотними зв'язками рослина–ґрунт, тварини–ґрунт, вода–рослини (полив дощуванням), які добре відображені на схемі рис. 4.1. Крім того, схема на рис. 4.2 ігнорує аеральне (через надземні органи) надходження радіонуклідів в рослини. Адже, в період випадіння радіоактивних опадів цей шлях надходження є основним. Так, у вегетаційний період 1986 р. цим шляхом до

рослин надходило понад 90% радіонуклідів. Певну роль цей шлях грає і тепер за рахунок вторинного (вітрового) підйому.

Крім того, в основі обох схем лежить припущення, що первинним джерелом радіонуклідного забруднення є атмосфера, як це дійсно буває при більшості радіаційних аварій, випробуваннях атомної зброї та деяких інших ситуаціях. Але джерелом первинного забруднення можуть стати і водойма. Так, згадуване у попередній главі горезвісне Науково-виробниче об'єднання «Маяк», що виробляло плутоній для військових цілей, у період з 1949 до 1956 р. скидало радіоактивні відходи у найближчу річку Теча, яка входить до басейну р. Об, а з 1951 р. – озеро Карачай. За ці роки сумарний скид за сумарною радіоактивністю досяг 4500 ПБк, що цілком порівняно з Чорнобильським викидом. І на основі наведених схем міграції, особливо першої, не важко уявити шляхи міграції радіонуклідів за цієї ситуації: вода звичайними шляхами надходить до тварин і людини, через іригаційні системи безпосередньо до рослин при дощуванні або через ґрунт, забруднюючи і його; під час весняних повеней річка і озеро затоплюють береги і заплави, які висихають влітку і під час пилового підйому стають джерелом забруднення нижніх шарів атмосфери і знову ґрунту, рослин, водойм, тварин і людини.

Можна згадати також, що протягом багатьох 50–60-х років минулого століття у багатьох країнах розповсюдженою практикою було скидання рідких і твердих радіоактивних відходів в моря і океани. А деякі ядерні підприємства роблять це дотепер. Так, у Великій Британії ядерний комплекс „Селлафілд”, на АЕС якого у 1957 р. відбулася згадана у попередній главі аварія, з 1951 р. здійснює планові скиди низько радіоактивних рідких відходів трубопроводами у Ірландське море, а французьке підприємство „Кожема” – у протоку Ла-Манш. Подальша доля радіонуклідів визначається морськими течіями. Обходячи Велику Британію з півдня і сходу, радіонукліди цих підприємств надходять у Північне море, далі через

Датські протоки проникають в Балтику, північні моря, що омивають Норвегію, Росію, аж до Баренцове моря.

Деякі країни використовували моря у якості місць захоронення радіоактивних відходів військово-морського і цивільного атомних флотів. Так, Радянський Союз у 60-х рр. затопив у північних морях три реактори підводних човнів з відпрацьованим ядерним паливом, реактор з відпрацьованим атомним паливом найбільшого на той час атомного криголаму „Ленін”, велику кількість сталевих контейнерів з радіоактивними відходами. Експедиційні обстеження місць захоронення, здійснені у 90-х роках, виявили підвищений вміст радіонуклідів ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , 239 , ^{240}Pu в воді і донних відкладах поблизу затоплених об’єктів, що свідчить про витік радіоактивних речовин.

Рух радіоактивних речовин на суходолі шляхами трофічних ланцюгів рослина–людина, рослина–тварина–людина, ґрунт–рослина–тварина–людина відбувається так швидко, що навіть ті радіонукліди, що „живуть” порівняно недовго, тобто період піврозпаду яких становить усього декілька діб, наприклад згаданий ^{131}I , можуть накопичуватись в людському організмі в значних кількостях.

В умовах виключення прямого вжитку забрудненої води рослинами, тваринами, людиною шляхи міграції розчинених у ній радіоактивних речовин стають дещо довшими і можуть надходити шляхом вода–планктон–бентос-невеликі риби–промислові риби–тварини чи людина або ж більш коротким шляхом – вода–водяні рослини–риба–тварини чи людина. Внаслідок цього харчова продукція прісних і морських водойм містить в своєму складі меншу кількість радіоактивних речовин, ніж продукція, яка виробляється на суші.

Практичне значення вивчення поведінки радіоактивних речовин, зокрема штучних, у навколишньому середовищі насамперед обумовлене можливими радіаційними наслідками їх попадання у харчові продукти. В

загальній системі досліджень їх міграції в біосфері найважливіше місце належить вивченню поведінки в трофічних ланцюгах за участю сільськогосподарських рослин та продуктивних сільськогосподарських тварин тому, що споживання продуктів рослинного та тваринного походження, забруднених радіоактивними речовинами, є головним чинником внутрішнього опромінення людини.

Нижче розглянуто більш детально окремі ланки біологічних та трофічних ланцюгів міграції радіоактивних речовин.

4.2. Міграція радіонуклідів в атмосфері

Атмосфера хоча і не завжди, проте у більшості випадків, є первинною ланкою прийому викинутих у навколишнє природне середовище радіоактивних речовин. Але вона є ланкою, яка сприяє найбільшій міграції радіоактивних речовин у довкіллі і можливого перенесення їх на надзвичайно великі відстані.

Чотири основних фактори відіграють провідну роль в міграції радіоактивних речовин в атмосфері: висота викиду, рух повітря, гравітація і атмосферні опади. В залежності від взаємодії всіх цих факторів або частини з них виділяють локальні, тропосферні і стратосферні види випадання радіоактивних речовин.

Локальні випадання радіоактивних речовин мають місце при висоті викиду радіоактивних речовин до 4 км. Вони поширюються переважно у нижніх шарах атмосфери і їх тривалість у разі разового викиду, як правило, не перевищує декількох діб. При такому викиді на земній поверхні утворюється так званий “слід” від радіоактивної хмари, що рухається за вітром. Звичайно локальні випадання поширюються в зоні радіусом не більше 30 км від місця викиду. Саме тому радіус аварійної зони в районі підприємств ядерного паливного циклу визначається цією величиною.

Але через те, що у поширенні радіоактивних речовин найважливіше значення має сила вітру, радіоактивна хмара при локальних випаданнях може мігрувати і на більші відстані.

Тропосферні випадання радіоактивних речовин відбуваються при висоті викиду до 10 км. Тропосферні вітри переносять радіоактивні опади у напрямі з заходу на схід, і радіоактивна хмара за 2–6 тижнів встигає обігнути земну кулю. Саме тропосферні випадання були характерними для аварії на Чорнобильській АЕС. Протягом 15 діб аварії висхідний потік продуктів горіння підіймав радіоактивні речовини у тропосферу на висоту до 7 км. Радіоактивні випадання з нижніх шарів хмари вже через 1–3 доби були виявлені у багатьох країнах Європи, а з верхніх – через 10–12 діб в Японії, Канаді, США. Трохи більше, ніж за два тижні радіоактивна хмара обійшла Землю у зоні північної її півкулі і повернулась у Європу із заходу.

Стратосферні, або глобальні, випадання радіоактивних речовин мають місце при висоті викиду більше 10–12 км. Вони утворюються звичайно при атомних вибухах в атмосфері. Радіоактивні продукти у вигляді найдрібніших частинок, що виникли в результаті вибуху, можуть знаходитись в стратосфері протягом декількох років.

Можна виділити ще *космічні випадання радіоактивних речовин*, як результат випробувань атомної зброї в космосі. На початку 1960-х в космосі на висоті близько 200 км США і СРСР здійснили вибухи 10 атомних бомб, і до тепер радіоактивні продукти поділу цих вибухів випадають на Землю.

Дисперсність радіоактивних частинок, що утворюються за всіх типів викидів, надзвичайно велика – їх діаметр варіює від сотих часток до декількох десятків мікрометра. І хоча вони можуть переноситись на десятки тисяч кілометрів, але в силу дії гравітації кінцець-кінцем випадають на поверхню Землі. Вивчення залежності міграції радіоактивних частинок від їх розмірів являє великий практичний інтерес для прогнозування рівнів забруднення території, оцінки їх можливого включення в трофічні

ланцюжки. Останнє пов'язане з великою поверхнею їх контакту з середовищем, високою розчинністю, а, значить, високою імовірністю входу у біологічні цикли.

Атмосферні опади можуть в десятки разів прискорювати і посилювати випадання радіоактивних частинок, викликаючи сильне забруднення території у найнесподіваніших місцях. Тому розрізняють “сухе” і “вологе” випадання радіоактивних речовин. Перший процес – це осідання частинок виключно під впливом сил гравітації, другий – випадання з дощем і снігом. Зрозуміло, що частка сухих і вологих випадань залежить від ряду факторів, але головним чином від сезону. При мокрому випаданні радіоактивних речовин в теплий весняно-літній період посилюється їх розчинність, міграція в ґрунті і надходження в рослини.

4. 3. Міграція радіонуклідів в ґрунті

Ґрунт є основним джерелом постачання в біосферу природних радіонуклідів. І як свідчить рис. 4.1, хоча і не однією, але головною ланкою, у яку надходять штучні радіонукліди із атмосфери.

Під міграцією радіонуклідів в ґрунті слід розуміти сукупність процесів, що ведуть до їх переміщення в ґрунті і зумовлюють перерозподіл за глибиною і в горизонтальному напрямку. У зв'язку з цим виділяють два види міграції – вертикальну і горизонтальну, які проходять одночасно і тому розглядати їх окремо немає сенсу.

Міграційні здатності радіонуклідів в ґрунті і їх включення у біологічні цикли визначаються великою кількістю властивостей самих радіонуклідів, ґрунту, різними факторами навколишнього середовища.

Роль фізико-хімічних властивостей радіонуклідів. Радіонукліди, що потрапляють в навколишнє середовище, можуть перебувати у різній фізико-хімічній формі – аерозолів, гідрозолів, частинок, сорбованих на різних

матеріалах та інших. Їх рухливість залежить від форми радіонуклідів, в якій вони надійшли в навколишнє середовище.

Так, радіоактивне забруднення при аварії на Чорнобильській АЕС було зумовлене трьома типами випадань: твердими високорадіоактивними аерозолями різної дисперсності, газовою фазою окремих радіонуклідів і радіонуклідів, розташованих у графітовій матриці. Останній специфічний тип радіоактивних частинок утворився під час горіння блоків із графіту, який використовується в ядерних реакторах як сповільнювач нейтронів.

Виділяють дві основні групи факторів, які ведуть до зміни рухливості і біологічної доступності радіонуклідів у часі. Перша з них зумовлює так зване *“старіння” радіонуклідів*. Суть старіння в тому, що з часом в результаті їх дифузії у кристалічну структуру деяких мінералів, утворення різних комплексних сполук, агрегування частинок у більш крупні, зменшується їх рухливість у ґрунті. Добре відоме старіння радіонуклідів цезію, наслідком якого є поступове зниження їх доступності для кореневого засвоєння рослинами.

Під впливом другої групи факторів рухливість радіонуклідів і їх біологічна доступність, навпаки, можуть зростати. Так, великодисперсні частинки з часом в ґрунті під впливом води, кисню, діяльності мікрофлори та інших факторів можуть руйнуватися, перетворюючись у дрібнодисперсні. Радіонукліди, що входять до їхнього складу, переходять із важкодоступних форм у більш доступні, які краще розчиняються у ґрунтовому розчині, швидше засвоюються рослинами.

Велике значення у поведінці радіонуклідів в ґрунті і їх біологічній доступності мають хімічні властивості, що визначають їх здатність до адсорбції і утворення комплексних сполук, недоступних для рослин. Так, чим вищий заряд іону, тим міцніше він поглинається ґрунтом і утворює більш стійкі сполуки з органічними речовинами. Чим більша маса і іонний радіус,

тим ця здатність виражена слабше. У вільному стані іони радіонуклідів поглинаються інтенсивніше, ніж у гідратованому або сольватованому.

Вплив механічного та мінералогічного складу ґрунту. Відмічено, що при вирощуванні рослин в умовах водяної культури надходження до них радіонуклідів виявляється значно більш високим, ніж при вирощуванні на ґрунтах такої ж радіоактивності. Це є наслідком здатності твердої фази ґрунту до поглинання і утримування радіонуклідів. Але цілком очевидно, що ця здатність у різних типів ґрунтів повинна бути виражена неоднаково. У значній мірі вона залежить від механічного та мінералогічного складу ґрунту, який є одним з важливих факторів, що визначають характер міграції радіонуклідів в ґрунті та їх перехід у рослини.

Сорбційна здатність ґрунтів зростає зі збільшенням дисперсності його механічних елементів. Криві рис. 4.3 свідчать про те, що навіть в межах одного типу ґрунтів в залежності від кількості фракції глинистих частинок діаметром менше 0,001 мм накопичення радіонуклідів рослинами може змінюватись на порядок. Найбільш міцно утримуються радіоактивні продукти поділу муловою фракцією ґрунту.

Крім того, дрібнодисперсні глинисті і мулові фракції ґрунту містять більшу кількість мінералів монтморилітової групи, слюд і гідрослюд, які належать до трьохшарових мінералів, що мають високу вбирну здатність. Переважаючими ж мінералами фракцій піску, навіть дрібного, є кварц і польові шпати, сорбційні властивості яких дуже низькі.

Дрібно пилюваті і мулисті частинки високодисперсних фракцій ґрунтів містять і найбільшу кількість органічних речовин, які також суттєво впливають на міграцію радіонуклідів. Зі збільшенням вмісту гумусу в ґрунті перехід в рослини радіонуклідів знижується. Це пов'язано з тим, що гумінові і фульвокислоти гумусу мають високу здатність поглинати і утримувати радіонукліди, а також утворювати з ними комплексні сполуки, надходження яких в рослини утруднене.

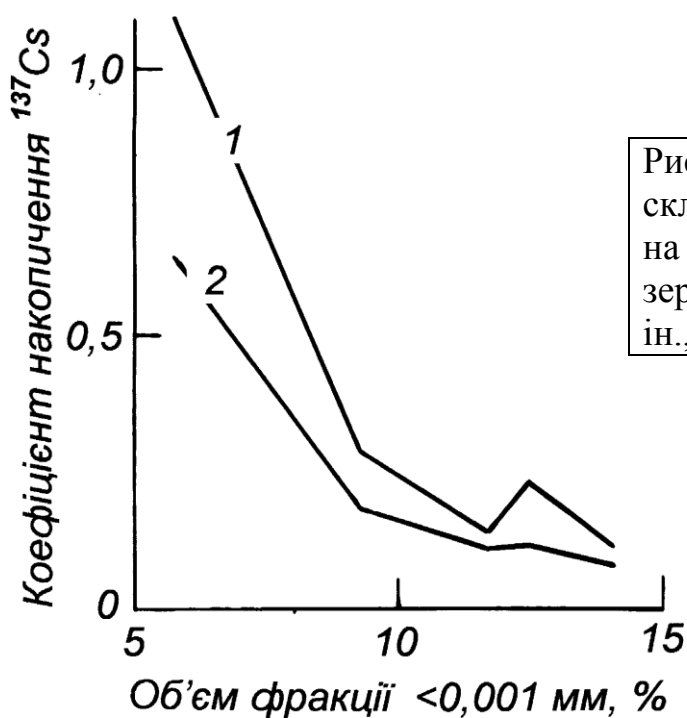


Рис. 4.3. Вплив гранулометричного складу дерново-підзолистого ґрунту на надходження ¹³⁷Cs в солому (1) і зерно (2) вівса (Р.М. Алексахін та ін., 1991).

В більш крупних фракціях пилу вміст органічних речовин різко знижується, а в дрібному піску їх майже немає.

Дуже велику кількість органічних речовин (до 90%) містять торф'яні ґрунти. Однак вони в основному представлені напіврозкладеними рослинними рештками і містять мало гумусу. Мінеральна фракція, в тому числі і дрібнодисперсна, у торф'яних ґрунтах незначна. Невелика і кількість обмінних катіонів. Тому ємність поглинання торф'яних ґрунтів невисока і здатність до утримування радіонуклідів порівняно низька.

В цілому перераховані властивості ґрунтів формують в них певний неспецифічний рівень здатності до сорбції і утримування радіонуклідів. В порядку зростання здатності різних типів ґрунтів сорбувати радіонукліди їх можна розподілити у такій послідовності: торф'яні–підзолисті–дерново–підзолисті–сірі лісові–лугові–сіроземи–каштанові–чорноземи.

Роль агрохімічних властивостей ґрунту. Радіонукліді звичайно знаходяться в ґрунтах в ультрамікрокількостях. Так, при вмісті ¹³⁷Cs $3,7 \cdot 10^4$ Бк/м² (1 Кі/км²) – рівень, вище якого ґрунти зараз прийнято вважати

забрудненими, масова його концентрація у орному шарі складає $3,9 \cdot 10^{-12}$ %, а ^{90}Sr – ще менше – $2,4 \cdot 10^{-12}$ %. Це відповідає приблизно величині 10^{-5} г/м², або 10 г/км². Такі низькі концентрації радіонуклідів у ґрунтах повинні зумовлювати суттєву залежність їх поведінки від вмісту відповідних стабільних ізотопів, елементів, схожих з ними за фізико-хімічними властивостями, деяких хімічних характеристик ґрунтів.

Реакція ґрунтового розчину по-різному впливає на міграцію радіонуклідів. Для більшості з них, в тому числі для ^{90}Sr і ^{137}Cs , при зростанні кислотності знижується міцність закріплення в ґрунті, збільшується рухливість і надходження в рослини. Деякі радіонукліди, зокрема ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{65}Zn , при підвищенні рН переходять з іонної форми у різні гідролізні і комплексні сполуки і стають менш доступними для рослин.

Дуже великий вплив на міграцію і доступність радіонуклідів в ґрунтах має вміст обмінного кальцію, який характеризує їхню так звану “карбонатність”. В багатьох ґрунтах, переважно недостатньо зволжених територій, вміст карбонатів досить значний. Зі збільшенням їх вмісту надходження ^{90}Sr з ґрунту в рослини знижується. Наведені в таблиці 4.1 дані свідчать, що зі збільшенням вмісту карбонатів в чорноземах від 0 до 3,2% накопичення ^{90}Sr рослинами знижується в 1,3–2,5 рази, а надходження ^{137}Cs зростає.

4.1. Коефіцієнти накопичення (K_H) ^{90}Sr і ^{137}Cs рослинами в залежності від ступеня карбонатності чорноземів (Р.М. Алексахін та ін., 1985)

Рослина	Вміст карбонатів, %			
	0	0.7	2.2	3.2
^{90}Sr				
Капуста (качани)	0.19	0.16	0.17	0.08
Помідор (плоди)	0.36	0.22	0.16	0.25
Цибуля (цибулина)	0.98	0.80	0.85	0.74

Кукурудза (на силос)	(на	0.88	0.58	0.59	0.74
^{137}Cs					
Капуста (качани)		0.04	0.06	0.06	0.12
Помідор (плоди)		0.04	0.06	0.08	0.14
Цибуля (цибулини)		0.05	0.05	0.06	0.07
Кукурудза (на силос)	(на	0.04	0.05	0.10	0.07

Зменшення надходження ^{90}Sr в рослини на карбонатних ґрунтах пояснюється звичайно двома причинами. По-перше, при високому рівні карбонатів може відбутися необмінна фіксація радіонукліда. По-друге, стронцій і кальцій є хімічними аналогами. При надходженні в рослини, як і взагалі в живий організм, між ними можуть виникати певні конкурентні взаємовідносини і кальцій, як елемент, вміст якого у земній корі (2,96%) на декілька порядків перевищує загальний вміст стронцію ($3,4 \cdot 10^{-2}\%$), може виступати у ролі своєрідного дискримінатора, який обмежує надходження стронцію, в тому числі і його радіоактивних ізотопів.

Не тільки з підвищенням карбонатності ґрунту, тобто зі збільшенням в ньому вмісту аніонів CO_3^{2-} , але й із зростанням концентрації аніонів PO_4^{3-} і SO_4^{2-} , збільшується сорбція ^{90}Sr за рахунок співосідання важкорозчинних і слабо засвоюваних рослинами сполук стронцію. Тому в ґрунтах з підвищеним вмістом обмінних форм фосфору і сірки, особливо перших, спостерігається зниження переходу ^{90}Sr в рослини.

Збільшення в ґрунті вмісту обмінного калію знижує міграцію і надходження в рослини ^{137}Cs . З одного боку, це пов'язане з тим, що при великій кількості в ґрунті калію відбувається заміна на нього всіх обмінних катіонів ґрунту, що збільшує сорбцію і закріплення цезію. З другого – з тим, що між калієм і цезієм, як між хімічними аналогами, виникають конкурентні відношення при надходженні в рослини, схожі з тими, що проявляються між кальцієм і стронцієм.

Поглинання і сорбція радіонуклідів ґрунтом дуже залежить від вмісту в ньому відповідних стабільних нуклідів – чим вище вміст стабільних, тим менше радіоактивних закріплюється в ґрунті і більше надходить у рослини. Цей ефект пояснюється простим розбавленням радіонуклідів в ґрунті за рахунок стабільних і зменшенням частки радіоактивних в загальному закріпленні елемента.

На особливу увагу заслуговує один з основних природних радіоактивних “забруднювачів” ґрунту і біосфери – ^{40}K . Його вміст в орному шарі досить великий – $2,7\text{--}21,6 \cdot 10^4$ Бк/м² (0,7–5,8 Кі/км²). Максимальну радіоактивність за рахунок ^{40}K мають ґрунти, що розвивались на кислих магматичних породах і містять мінерали з великим вмістом калію – біотит, мусковіт, ортоклаз. В процесі господарської діяльності потоки калію, а разом з ним і ^{40}K , в біосфері зростають. При середніх нормах внесення калійних добрив 60 кг/га у ґрунт надходить $1,35 \cdot 10^6$ Бк ^{40}K . При разовому внесенні це не призведе до помітного збільшення вмісту ^{40}K , але при багаторічному внесенні калійних добрив може вплинути на його баланс.

Міграція ^{40}K у ґрунті, надходження в рослини і наступний рух ланками біологічного ланцюжка повністю визначається поведінкою його стабільних носіїв - ^{39}K і ^{41}K і залежить від багатьох уже відмічених властивостей ґрунтів: карбонатності, реакції середовища, вмісту різних катіонів, і в першу чергу натрію, концентрації аніонів та інших. Але при всякому зменшенні надходження ^{40}K спостерігається і зниження надходження калію в цілому. Він же є одним із основних біогенних елементів.

Вплив погодно-кліматичних умов. Рух повітря, атмосферні опади, температура довкілля та деякі інші явища, що характеризують особливості погодно-кліматичних умов, відіграють важливу роль в міграції радіонуклідів не тільки в атмосфері, але і в ґрунті.

Величезне значення щодо їх розповсюдження має рух повітря, тобто вітер. За рахунок вітрового підняття з поверхні ґрунту і переносу стає

можливим вторинне надзвичайно швидке переміщення радіоактивних речовин на відстані десятків кілометрів від місця її випадання, що може обумовити забруднення або підвищення рівня забруднення більш чистих ґрунтів.

Виділяють *три основні види вітрового підйому ґрунту: справжній вітровий підйом – за рахунок руху повітря над поверхнею ґрунту; локальний вітровий підйом – за рахунок руху повітря, який створюється специфікою рельєфу місцевості, наявністю лісових насаджень, будівель; механічний вітровий підйом, що виникає при виконанні сільськогосподарськими машинами польових орбіт, руху транспорту.*

Найбільш важливим фактором, що впливає на вітровий підйом радіоактивних частинок, є швидкість руху повітря. Підйом ґрунтових частинок відбувається швидше із сухої поверхні, розораних полів, схилів, які продуваються вітрами.

Сезон року, коли відбулося радіонуклідне забруднення середовища, в значній мірі визначає взаємодію радіонуклідів з ґрунтом. Вона буде мінімальною у зимовий період при низьких температурах та твердих атмосферних опадах. Plusові ж температури і висока вологість ґрунту влітку посилюють її.

Радіоактивні частинки, потрапляючи на поверхню ґрунту, втягуються в процеси вертикальної міграції углибину ґрунту, які мають досить важливе значення. Це зумовлює зниження потужності дози випромінювання радіонуклідів над поверхнею ґрунту, зменшення їх вторинного переносу вітром та поверхневими водами. В той же час може значно змінюватись кількість радіонуклідів, що надходять в рослини, переходять в ґрунтові води.

Швидкість вертикального перенесення радіонуклідів в ґрунті у значній мірі визначається вище перерахованими властивостями радіонуклідів, механічним та мінералогічним складом ґрунту, його агрохімічними

характеристиками. Але головним чином вона залежить від кількості атмосферних опадів.

Частинки найрізноманітніших розмірів з током води можуть проникати углибину тріщинами, утвореними в суху погоду, ходами черв'яків та інших організмів. Це – звичайна фільтрація – рух рідини через пористе середовище під впливом гравітаційних сил. Певну роль грає дифузійний рух – переміщення радіонуклідів в напрямку градієнта концентрації – її вирівнюванню; конвекційне перенесення – це вертикальне переміщення радіонуклідів з водою, викликане зміною її густини в результаті різниці температури або солоності.

Взагалі ж процес вертикальної міграції радіонуклідів йде досить повільно. Так, в зоні аварії на Чорнобильській АЕС на неораних дерново-підзолистих піщаних ґрунтах легкого механічного складу через 24 роки після випадання радіоактивних продуктів, близько 90% кількості радіонуклідів містилось у верхньому 15–20-сантиметровому шарі (рис. 4.4). На ґрунтах більш важкого механічного складу з багатим ґрунтовим вбирним комплексом вертикальна міграція радіонуклідів відбувається ще повільніше. На всіх типах ґрунтів ^{90}Sr проникає на більшу глибину, ніж ^{137}Cs . Це, безперечно, пов'язане з більшою розчинністю стронцію і “старінням” цезію.

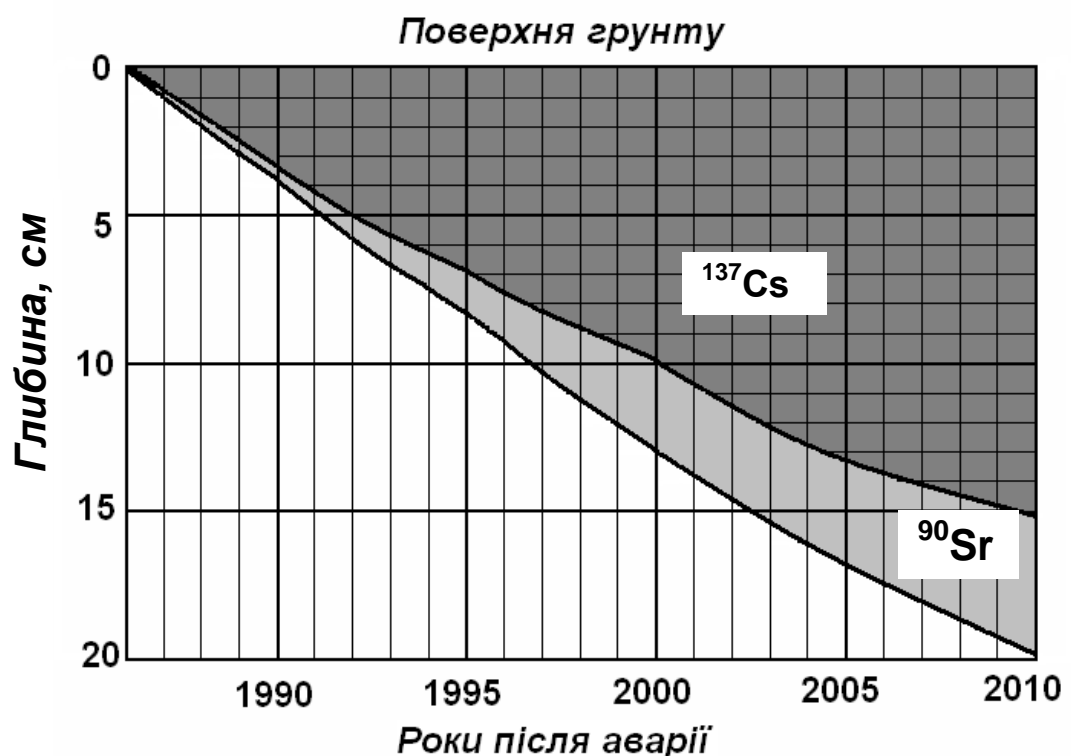


Рис. 4.4. Швидкість вертикальної міграції радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr в дерново-підзолистому ґрунті з роками після аварії на Чорнобильській АЕС.

Значний вплив мають погодно-кліматичні умови на горизонтальну міграцію радіонуклідів – їх перенесення по поверхні ґрунту. При сильних зливових дощах в літньо-осінній період можливий значний змив радіонуклідів з площ водозборів у водойма та забруднення ними річок, озер, водосховищ – джерел питної та поливної води. Аналогічна ситуація може виникнути при формуванні потужного снігового покриву у зимовий період та різкому підвищенні температури весною, коли при швидкому таненні снігу і слабкій фільтрації опадів у мерзлий ґрунт посилюється перенесення радіонуклідів по поверхні.

В процесах горизонтальної міграції велику роль відіграють особливості рельєфу місцевості, наявність на ній рослинності. Специфічні нерівності поверхні, лісові насадження та буяння трав'янистих рослин при певних поєднаннях можуть практично повністю затримувати поверхневий стік радіонуклідів. В той же час круті схили, відсутність рослин посилюють його.

4.4. Надходження радіонуклідів в рослини

Рослини при повній відсутності наявних ознак радіаційного ураження можуть нагромаджувати значні кількості радіоактивних речовин, зокрема ^{90}Sr і ^{137}Cs , внаслідок чого може виявитись неможливим використання врожаю для харчування людини або годівлі тварин. У зв'язку з цим надзвичайно важливим стає вивчення закономірностей надходження, нагромадження та розподілу окремих радіонуклідів в продуктивних органах сільськогосподарських рослин.

І було помічено, що ^{90}Sr поводить себе подібно до кальцію, а ^{137}Cs – до калію. Було виявлено, що максимальна концентрація ^{90}Sr завжди

спостерігається у тих видів рослин, які багаті на кальцій – у відомих *кальцефілів* рослин родини бобових, деяких представників родин розоцвітих, жовтцевих, а найбільша кількість ^{137}Cs – в рослинах багатих на калій – *калієфілів* картоплі, буряків, капусти, кукурудзи, вівсу, льону, соняшнику та інших.

У цьому не можна вбачати нічого дивного, так як уже згадувалось, стронцій перебуває у тій же самій другій головній підгрупі елементів періодичної системи Д.І. Менделєєва, що і кальцій, а цезій – у першій головній підгрупі поряд з калієм. Хімічні ж елементи об'єднані в групи згідно з тотожністю деяких хімічних властивостей. Саме тому стронцій має властивості аналогічні кальцієві, а цезій – калієві, так, як і інші елементи, що належать до цих груп.

Вище вже було відзначено, що радіоактивні речовини надходять до рослин двома основними шляхами: через надземні органи (некореневе, або аеральне, надходження) і через кореневу систему з ґрунту (кореневе надходження). Надходження через надземні органи можливе головним чином лише в період випадання радіоактивних частинок з атмосфери, тоді як поглинання через коріння може відбуватися протягом десятків років.

4.4.1. Позакореневе надходження

Можливість надходження радіонуклідів в рослини через поверхню листя та інших надземних органів була встановлена ще в дослідах з некореневим підживленням мінеральними елементами. Найбільш активно радіоактивні речовини поглинаються листям (листова поглинання) та квітками (флоральне поглинання). Виділяють також поглинання з дернини поверхневим корінням. Але воно властиве тільки для тих видів рослин, які мають таке коріння.

Листова поглинання радіоактивних речовин характерне практично для всіх видів рослин за винятком, можливо, деяких видів ксерофітів – рослин,

покрытих товстою кутикунізованою оболонкою, з незначною кількістю порохів та видозміненим у колочки листям.

Для багатьох видів важливим є також *флоральне поглинання радіоактивних речовин*. Його питомий внесок визначається розміром квітки, її формою, місцем розташування квітки в суцвітті, на рослині. Зрозуміло, що великі квітки розоцвітих, суцвіття хлібних злаків, які розміщені на відкритих частинах рослин, вбирають більше радіоактивних речовин, ніж рослини, що мають невеликі квітки, які розташовані поодиночі. У випадках флорального поглинання може відбуватися суто механічний захват великих радіоактивних частинок квітками з наступним їх включення до плоду. Саме така ситуація склалася в Україні з плодово-ягідними культурами навесні 1986 р., коли розпал аварії на Чорнобильській АЕС співпав з періодом масового цвітіння садів. В результаті фрукти і ягоди врожаю того року на значній території північній частині України містили рівні радіонуклідів, що перевищували допустимі санітарно-гігієнічні нормативи.

Обов'язковою умовою для проникнення радіонуклідів всередину рослини є наявність вологи. Змачуваність листя різних видів рослин залежить від дуже багатьох факторів: форми листя, опушення, товщини кутикули, наявності в ній жирів, віку листя, нарешті води в самому листі. Чим довше відбувається контакт вологи з поверхнею листя, тим більше радіоактивних речовин надходить до нього. Тривалість зволоження залежить від температури, вологості, руху повітря, тобто факторів, які впливають на швидкість випаровування. Через молоді листя радіонукліди проникають швидше, ніж через старіші. Товста кутикула та підвищений вміст у ній жирів становлять перепону для їх надходження.

Радіонукліди, як і звичайні елементи живлення, надходять всередину листя шляхом поглинання та обміну з кутикулою та стінками клітин. Певну роль можуть відігравати порохи, хоча питомий внесок їх у цей процес поки що не оцінений

Частина поглинених радіоактивних речовин може залишатися в регіоні їх проникнення в рослину, а частина, що включається в транспортні системи, може пересуватися і нагромаджуватися в усіх органах, в тому числі і господарсько-корисних, які формують урожай. Їх доля залежить від хімічних властивостей радіонуклідів, фізіологічної ролі елемента, специфіки виду рослини, її фізіологічного стану. Більш інтенсивно пересуваються по рослині радіонукліди цезію, йоду; значно повільніше – стронцію, церію, рутенію, цирконію, барію. Зокрема ^{137}Cs , потрапляючи на листя та інші частини рослини, як і калій, швидко пересувається до інших органів і здатний у досить значних кількостях нагромаджуватись як в зерні злаків і зернобобових, так і у бульбах картоплі і коренеплодах. Із загальної кількості ^{137}Cs , яка надходить в кукурудзу через листя, біля чверті накопичується у насінні. При нанесенні його на листя соняшника в насінні нагромаджується близько 20%. В той же час вміст ^{90}Sr складає лише соті і тисячні частки процента (табл. 4.2).

І це цілком зрозуміло. Належачи до категорії найважливіших елементів живлення, калій має надзвичайно високу здатність щодо пересування по рослині. Подібно калієві поведуть себе і його хімічні аналоги – не тільки цезій, але й рубідій, натрій, літій. Роль кальцію в організмі рослин більш скромна, він бере участь у значно меншій кількості обмінних реакцій. Тому і стронцій разом з ним надходить і нагромаджується в рослинах у значно менших кількостях.

4.2. Вміст радіонуклідів в різних органах та частинах органів соняшнику при їх нанесенні на 16-й лист (І.В. Гулякін, К.В. Юдинцева, 1973)

Органи та частини органів рослини	Кількість від нанесеного, %	
	^{137}Cs	^{90}Sr
Листя нижче 16-го листка	1.27	0.080
Листя вище 16-го	4.75	0.045

листка		
Стебло нижче 16-го листка	3.70	0.006
Стебло вище 16-го листка	7.03	0.003
Квіти	2.64	0.012
М'якоть кошика	18.46	0.010
Оболонка насінини	15.47	0.008
Ядро насінини	3.58	-

Позакореневе надходження радіоактивних речовин в рослини може відбуватися протягом усього періоду вегетації, внаслідок чого воно залежить від ступеня наявності листя у рослин, пов'язаного з фазою їх розвитку в період випадання радіоактивних опадів.

В табл. 4.3 наведені дані про розміри первинного затримання розчину ^{90}Sr рослинами вівса та вики, нанесеного за допомогою дощувальної установки в різні фази розвитку. Вони свідчать, що зі збільшенням маси рослин загальна кількість затриманого радіонукліду зростала приблизно удвічі і, що дуже цікаво, рослини вики утримували його в три рази більше у порівнянні з вівсом, хоча маса останнього була вища більш, ніж на 40%. А при розрахунку на 1 г сухої речовини утримуюча здатність вики збільшується в 4–5 разів. Автори пояснюють це більш високим ступенем облистяності вики, складною будовою її листя, їх опушенням.

На позакореневе надходження радіонуклідів з радіоактивних частинок, що осіли на поверхні рослин, великий вплив мають погодні умови - частинки можуть змиватись під час дощу, здуватися вітром. Утримання радіоактивних речовин на рослинах в подібній ситуації головним чином визначається формою окремих органів, їх механічними властивостями.

4.3. Розміри первинного затримання розчину ^{90}Sr рослинами вівса і вики у різні фази онтогенезу (М.О. Корнєєв та ін. 1977)

Рослини	Фаза розвитку	Маса рослин, г сухої речовини на посудину	Затримання нукліду, % від нанесеного
Овес	Повне кущіння	8.8	9.8
	Початок молочної стиглості	108.9	20.6
Вика	Галуження	6.2	33.2
	Виповнений нижній біб	76.6	60.5

Внаслідок вітрового підняття і переносу радіоактивного пилу з поверхні землі, а також під час дощу і штучного зрошення дощуванням стає можливим вторинне забруднення надземних частин рослин радіонуклідами. Це необхідно враховувати при розробці заходів зі зменшення їх надходження до рослин.

При аварії на Чорнобильській АЕС основна маса радіонуклідів випала протягом перших 2–3 тижнів кінця квітня–початку травня і прямому позакореневому забрудненню були піддані в основному озимі види, природні та сіяні багаторічні трави, плодові культури. Для решти рослин основним джерелом радіонуклідного забруднення стало саме вторинне аеральне забруднення за рахунок підйому ґрунтових частинок з вітром та з бризками дощу. Внесок забруднення рослин через корені ще був незначним.

В цілому рівень забруднення рослин радіонуклідами у випадку прямого попадання на надземні частини визначається кількістю свіжих радіоактивних опадів. У той же час їх проникнення через кореневу систему залежить від загальної кількості опадів, що випали на поверхню ґрунту. І якщо з часом позакореневе надходження в рослину радіоактивних речовин зменшується, то проникнення їх з ґрунту через корені може навіть зростати.

4.4.2. Кореневе надходження

Ґрунт, як вже відзначалося, є сильним поглиначем різних елементів і речовин, в тому числі і радіоактивних. Особливо високу здатність до поглинання має поверхневий, багатий на перегній горизонт, в якому міститься основна частина ґрунтового вбирного комплексу. Саме тому природні угіддя затримують основну масу радіоактивних речовин у поверхневому 5–10-сантиметровому шарі ґрунту, в той час як на ораних землях такі речовини більш чи менш рівномірно розосереджуються по всьому профілю горизонту, що обробляється. Їх залучення до біологічного кругообігу речовин зумовлені, з одного боку, міцністю зв'язку з частинками ґрунту, і з другого – здатністю поглинатися корінням.

Щодо здатності коренів рослин поглинати радіоактивні речовини, то вона визначається багатьма факторами водночас: специфікою виду, розвитком кореневої системи, фазою розвитку рослин, їх фізіологічним станом, вологістю ґрунту, наявністю у ньому елементів живлення тощо. Зв'язування радіонуклідів ґрунтом та рослинами, фіксація біля поверхні ґрунту у зоні розміщення основної маси коріння, затримує їх вимивання і перенесення до ґрунтових вод.

Механізм засвоєння радіонуклідів коренями рослин теж не відрізняється від поглинання звичайних елементів мінерального живлення. У зв'язку з тим, що більшість радіоактивних продуктів поділу як хімічні елементи не відіграють будь-якої ролі у перебігу фізіолого-біохімічних процесів і потрапляють в рослини у дуже незначних кількостях, при розгляді закономірностей щодо їх транспорту тканинами рослин можливим впливом іонізуючого випромінювання на метаболізм, а також участю їх в процесах обміну речовин можна знехтувати.

Поглинання радіонуклідів коренями, рух їх по рослині і розподіл

по окремих органах в значній мірі зумовлені їх хімічними властивостями. Ізотопи цезію і стронцію, які мають багато подібного, відповідно, до калію і кальцію, надходять до рослин з ґрунту у великих кількостях (табл. 4.4).

4.4. Коефіцієнти накопичення (K_H) радіонуклідів рослинами (Р.М. Алексахін, 1992)

Радіонуклід	K_H	Радіонуклід	K_H
^{35}S	20-60	$^{141,144}\text{Ce}$	$6 \cdot 10^{-4}$ - $3 \cdot 10^{-3}$
^{45}Ca	$(4-6) \cdot 10^{-2}$	^{147}Pm	$3 \cdot 10^{-5}$ - $3 \cdot 10^{-4}$
^{54}Mn	0,02-15	^{195}W	0.13-0.3
$^{55,59}\text{Fe}$	$(1-8) \cdot 10^{-2}$	^{210}Po	$1 \cdot 10^{-3}$ - $1 \cdot 10^{-2}$
^{60}Co	$4 \cdot 10^{-3}$ - $5 \cdot 10^{-2}$	^{210}Pb	0.05-0.43
^{65}Zn	3.3-15	^{226}Ra	$1 \cdot 10^{-3}$ - $4 \cdot 10^{-2}$
^{90}Sr	0.02-12	^{232}Th	$1 \cdot 10^{-3}$ - $7 \cdot 10^{-1}$
^{91}Y	$3 \cdot 10^{-5}$ - $7 \cdot 10^{-4}$	^{237}Np	$n \cdot 10^{-2}$ - $n \cdot 10^{-1}$
^{95}Zr	$3 \cdot 10^{-3}$ - $8 \cdot 10^{-2}$	^{238}U	$1 \cdot 10^{-3}$ - $1 \cdot 10^{-1}$
$^{103,106}\text{Ru}$	$(2-3) \cdot 10^{-3}$	^{238}Pu	$1.6 \cdot 10^{-4}$ - $1 \cdot 10^{-1}$
^{115}Cd	$(4.3-8.5) \cdot 10^{-2}$	$^{239,240}\text{Pu}$	$n \cdot 10^{-8}$ - 10^0
$^{134,137}\text{Cs}$	0.02-1.1	^{241}Am	$n \cdot 10^{-6}$ - 10^{-1}
^{140}Ba	$(2-5) \cdot 10^{-2}$	^{244}Cm	$n \cdot 10^{-4}$ - $n \cdot 10^{-3}$

Радіонукліди ^{60}Co , ^{91}Y , $^{103,106}\text{Ru}$, $^{141,144}\text{Ce}$, ^{147}Pm , актиноїди нагромаджуються у кількостях на декілька порядків менших. Великі

значення K_H має сірка, яка є досить важливим для живих організмів макроелементом, близькі до неї значення можуть досягати деякі мікроелементи (залізо, марганець, цинк), котрі також відіграють значну роль у метаболізмі. При цьому ^{137}Cs і ^{90}Sr легко і швидко пересуваються по рослині, в той час як більшість ізотопів нагромаджується переважно у коренях і далі практично не пересувається (табл. 4.5).

4.5. Розподіл радіонуклідів по органах пшениці при надходженні через корені (І.В. Гулякін, К.В. Юдинцева, 1973)

Радіонукліди	Вміст в рослині, %		Вміст в органах надземної частини			
	Коріння	Надземна частина	Стебла	Листя	Колосся без зерна	Зерно
^{137}Cs	40,9	59,1	49,9	27,4	18,0	4,7
^{90}Sr	19,3	80,7	53,4	35,9	6,7	4,0
^{144}Ce	99,2	0,8	45,8	33,3	16,7	4,2
^{60}Co	91,1	8,9	66,2	4,3	16,7	12,8
^{91}Y	99,5	0,5	39,5	41,9	18,6	0
^{96}Nb	99,2	0,8	75,0	25,0	0	0
^{95}Zr	99,92	0,08	69,8	23,3	4,6	2,3
^{106}Ru	99,97	0,03	45,5	45,5	9,0	0

Розподіл радіонуклідів у надземних частинах рослин відбувається також по-різному. Близько половини їх кількості, що потрапила до рослини, нагромаджується у стеблі. Значно менше радіоактивності надходить до листя, ще менше – до колосся і лише кілька відсотків – до зерна. Отже, можна виявити закономірну залежність – *чим далі по транспортному ланцюжку від коріння знаходиться орган, тим менше, як правило, радіонуклідів він нагромаджує*. У випадку з зерновими та зернобобовими видами рослин, основною продукцією котрих є зерно, ця залежність дуже відрадна. Але коли продуктивними органами є листя, а особливо підземні

частини рослин – коренеплоди, цибулини, бульби доводиться мати справу з більш забрудненою продукцією.

Для відображення характеру і залежності нагромадження радіоактивних речовин у різних органах рослин від наявності їх у ґрунті використовують визначені вище K_H і K_P . Для більшості радіонуклідів, таких як ^{144}Ce , ^{106}Ru та інших значення K_H становлять десятки і соті частки і рідко наближаються до одиниці, тобто концентрування їх у рослині не відбувається. Проте для ^{90}Sr та ^{137}Cs їх величини для деяких кальцефільних і калієфільних видів можуть досягати досить значних показників і навіть перевищувати одиницю.

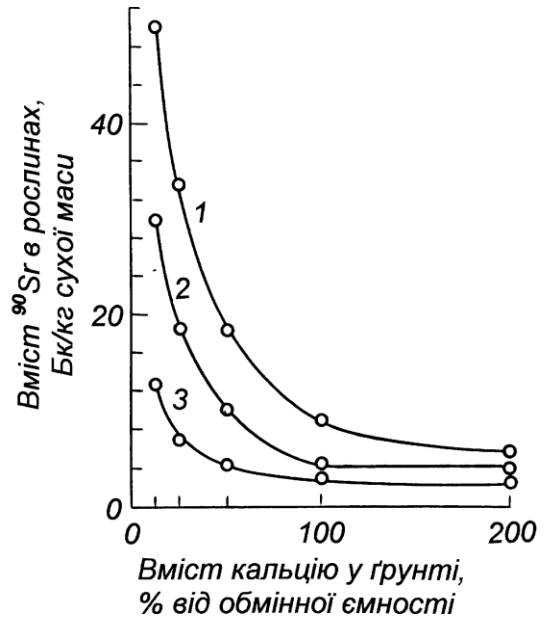
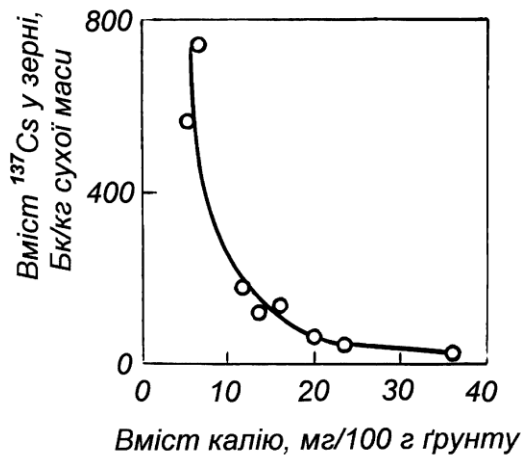
Обсяги надходження радіонуклідів у рослини знаходяться у прямо пропорційній залежності від кількості їх у ґрунті, але обернено пропорційно кількості в ґрунті їх хімічних аналогів. Так, при збільшенні вмісту калію в ґрунті надходження ^{137}Cs зменшується (рис. 4.5). Від забезпеченості ґрунту обмінним кальцієм залежить надходження в рослини ^{90}Sr (рис. 4.6).

Вивчення закономірностей поведінки радіонуклідів у системі ґрунт-рослина, зв'язків між їх вмістом в ґрунті та накопичення рослинами, особливостей і хімічних властивостей окремих з них, а також можливих шляхів транспорту по рослині мають велике практичне значення при прогнозуванні нагромадження їх урожаєм сільськогосподарських культур, а також розробки заходів по запобіганню їх надходження в рослини.

4.5. Особливості міграції радіонуклідів в лісових біоценозах

Деревна рослинність має більш високу здатність утримувати радіоактивні опади, ніж трав'яниста. Це зумовлено великою біомасою крон, надзвичайно великою площею листяного покриву. Тому деревний ярус виконує роль своєрідного фільтра, який міцно утримує радіоактивні випадання. Під покривом лісу знаходиться лісова підстилка, яка являє собою досить потужний шар органічних решток (хвоя, листя, дрібні гілки, відпавши

кора та інші) різного ступеня розкладу, що поступово переходить у перегнійно-аккумулятивний горизонт. Маючи високу утримуючу та сорбційну здатність, лісова є місцем концентрації елементів живлення і різноманітних інших речовин, в тому числі і радіоактивних.



<p>Рис. 4.5. Вплив вмісту обмінного калію в ґрунті на нагромадження ^{137}Cs в зерні ячменю (К.В. Юдінцева, Е.М. Левіна. 1982).</p>	<p>Рис. 4.6. Вплив вмісту обмінного кальцію в ґрунті на нагромадження ^{90}Sr в соломі гороху (1), бурячинні (2) і соломі вівсу (3) (Л. Фридерикссон та ін., 1958).</p>
---	---

Після осідання радіоактивних частинок на крони дерев розпочинається їх *вертикальна міграція* під впливом сил гравітації, атмосферних опадів, руху повітря, з листопадом, внаслідок чого радіоактивні речовини переміщуються в нижні шари крон і під покрив лісу. Швидкість такої міграції залежить від фізико-хімічних характеристик радіоактивних випадань, хімічних властивостей радіонуклідів, типу і віку деревостоїв, метеорологічних умов, пори року

Через деякий період, який у хвойних лісах може вимірюватись роками, основна маса радіонуклідів переходить у лісову підстилку та верхній горизонт ґрунту. Як і під трав'янистою рослинністю на цілині,

основна маса радіонуклідів накопичується у верхньому 10–15-сантиметровому шарі ґрунту. Саме з нього через 4–5 років в листяному лісі і через 8–10 років у хвойному, що зумовлено вже відміченими особливостями у швидкості вертикальної міграції радіонуклідів та скорішою мінералізацією листя у порівнянні з хвоєю, розпочинається активне надходження радіонуклідів у дерев'яні рослини через корені.

Якщо механізми засвоєння радіонуклідів дерев'янистими і звичайними сільськогосподарськими рослинами практично не відрізняються, то характер їх нагромадження має принципові відмінності. Багаторічні дерев'яні рослини, на відміну від однодворічних трав'янистих, акумулюють радіонукліди у деревині, корі, гілках, хвої. І хоча основна маса радіонуклідів сконцентрована у листі, а найменша – в деревині, багаторічний замкнутий цикл радіонуклідів листя–лісова підстилка–ґрунт–корені–стовбур–листя і так далі може призводити до значного радіонуклідного забруднення деревини (рис. 4.7) і, відповідно, матеріалів, які виготовляються з неї. Тому при закладанні лісових насаджень слід враховувати різну здатність видів лісових порід до нагромадження радіонуклідів. Наприклад, відомо, що ялина і дуб нагромаджують ^{90}Sr у більших кількостях, ніж сосна та модрина, акація – в більших, ніж береза. Це також пов'язане з кальцефільністю та калієфільністю рослин, біологічними особливостями видів.

Контрольні запитання до розділу 4:

1. Основні шляхи міграції радіоактивних речовин в об'єктах навколишнього середовища і сільського господарства.
2. Поняття трофічного, або харчового, ланцюга.
3. Коефіцієнт накопичення і коефіцієнт переходу радіонуклідів.

4. Чинники, що визначають міграцію радіонуклідів в атмосфері.
5. Основні види міграції радіонуклідів в ґрунті.
6. Вплив фізико-хімічних властивостей радіонуклідів на їхню міграцію в ґрунті.
7. Значення механічного та мінералогічного складу ґрунту в міграції радіонуклідів.
8. Вплив агрохімічних властивостей ґрунту на міграцію радіонуклідів та їхній перехід в рослини.
9. Вплив погодно-кліматичних умов на міграцію радіонуклідів.
10. Шляхи надходження радіонуклідів у рослини.
11. Особливості позакореневого надходження радіонуклідів в рослини.
12. Фактори, що впливають на перехід радіонуклідів з ґрунту в рослини.
13. Специфіка видів рослин щодо нагромадження окремих радіонуклідів.
14. Особливості міграції радіонуклідів у лісових насадженнях.

5. МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ

5.1. Джерела і шляхи надходження радіонуклідів природного і техногенного походження у водойми. 5.2. Поведінка радіонуклідів у водних екосистемах. 5.2.1. Вода і радіонукліди. Гідрологічні та гідрохімічні чинники. 5.2.2. Роль донних відкладів у розподілі радіонуклідів. 5.2.3. Вплив фізико-хімічних чинників середовища на поведінку радіонуклідів в компонентах водних екосистем. 5.2.4. Накопичення радіонуклідів водними організмами. 5.3. Дозові навантаження на водні організми та ефекти радіаційного впливу. 5.4. Радіоекологічні наслідки Чорнобильської аварії для водних екосистем.

Вивчення розподілу радіоактивних елементів у водних екосистемах має важливий практичний і теоретичний інтерес в першу чергу у зв'язку з експлуатацією підприємств атомної енергетики, а також в рамках дослідження загальних закономірностей міграції і концентрування природних і штучних радіонуклідів різними компонентами гідробіоценозів і участі в цих процесах живих організмів. Це є необхідним для розуміння і подальшого прогнозування наслідків радіонуклідного забруднення, процесів природного самоочищення водних екосистем для ефективного пошуку шляхів відновлення їх нормального функціонування, а також для виконання заходів, пов'язаних із забезпеченням радіаційної безпеки найбільш радіочутливих видів гідробіонтів і людини. Достатньо важливим представляється з одного боку, отримання відомостей про долю радіоактивних речовин, що надходять у водойми, а з іншого боку – вирішення важливих практичних задач, пов'язаних з розробкою методів біологічного очищення і дезактивації водних екосистем, що опинилися в умовах інтенсивного радіонуклідного забруднення.

Не зважаючи на те, що *водна радіоекологія* частіше має справу з невеликими потужностями хронічного зовнішнього і внутрішнього опромінення, багато водних рослин і тварини здатні концентрувати радіонукліди в життєво важливих органах і тканинах у великих кількостях. З

одного боку це впливає на міграцію і розподіл радіонуклідів у водних екосистемах, а з іншого – може призводити до істотного збільшення дозових навантажень на водні організми за рахунок внутрішнього опромінення. Підвищені хронічні дози можуть бути причиною різноманітних ушкоджуючих ефектів, включаючи виникнення спадкових змін (мутацій) при дії на генетичний апарат клітин, а також зниження життєздатності організмів (аж до вимирання найбільш чутливих до іонізуючого випромінювання популяцій), що призводить до збіднення видової різноманітності та викликає зміни структури гідробіоценозів. Крім того, існує проблема міграції радіонуклідів по харчових ланцюгах водних екосистем, що ведуть до людини.

5.1. Джерела і шляхи надходження радіонуклідів природного і техногенного походження до водойми

Радіоактивність гідросфери формується за рахунок природних радіонуклідів, що надходять у водні екосистеми з атмосфери і земної кори, а також у результаті забруднення штучними радіонуклідами, викликаного діяльністю людини – при випробуваннях ядерної зброї, видаленні в навколишнє середовище радіоактивних відходів, розробки радіоактивних руд і при аварійних ситуаціях на підприємствах ядерного паливного циклу.

Природні радіонукліди надходять у відкриті водойми з атмосфери, утворюючись при взаємодії космічного випромінювання з ядрами азоту, кисню і аргону (космогенні радіонукліди). До основних космогенних радіонуклідів, що потрапляють на водну поверхню і територію водозбору переважно з атмосферними опадами, відносяться ^3H , ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na , ^{26}Al , ^{32}P і ^{36}Cl . Іншим важливим джерелом природної радіоактивності прісних вод є радіонукліди, які мігрують у відкриті водойми з підземними водами з гірських порід, що складають товщу земної кори (так звані первинні

радіонукліди). Найбільше дозоформує та санітарно-гігієнічне значення для водних організмів і людини мають ^{14}C , ^{40}K , ^{210}Pb , ^{222}Rn , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{232}Th , ^{238}U і ряд інших. Максимальна кількість ^{226}Ra , ^{232}Th і ^{238}U зустрічається в магматичних породах, наприклад в гранітах, а мінімальна – у вапняках. Калій, торій і радій, як правило, мають тенденцію концентруватися в гірських породах з високим вмістом кремнію. Такий розподіл обумовлює підвищену радіоактивність підземних вод, приурочених до гранітів, і відносно малі концентрації радіоактивних речовин в підземних водах, що знаходяться в товщі осадових порід. Ця обставина набуває важливе значення при оцінці ролі підземних вод в збагаченні радіоактивними речовинами води поверхневих водойм.

На формування природної радіоактивності поверхневого стоку в межах водного басейну може також впливати вміст радіонуклідів, що знаходяться в ґрунтовому покриві, який в значній мірі залежить від характеру підстилаючих порід, питомої радіоактивності, типу ґрунтів, їхнього гранулометричного, хімічного, мінералогічного складу і т. п.

Умови збагачення підземних вод природними радіонуклідами різноманітні та складні. Вони визначаються комплексом геологічних, гідрологічних і фізико-хімічних процесів. При цьому з одного боку, підземні води впливають на вміст радіонуклідів у гірських породах, а з іншої – вміст радіонуклідів у підземних водах визначається формою знаходження і концентрацією радіоактивних елементів в гірських породах. Між вмістом радіонуклідів в гірських породах і їх кількістю у водах, що контактують з цими породами, існує динамічна рівновага.

Одним з прикладів міграції природних радіонуклідів з товщі земної кори на поверхню можуть слугувати так звані радіоактивні джерела. До них відносяться виходи на поверхню підземних вод, в яких міститься радону більше 18,5 Бк/л, радію більше 0,37 Бк/л, урану більше $3 \cdot 10^{-5}$ г/л.

Техногенні радіонукліди. Різноманіття реальних і потенційно можливих чинників техногенного забруднення радіоактивними речовинами поверхневих водойм може бути зведене до трьох основних груп: радіоактивним відходам, продуктам ядерних і термоядерних вибухів, а також таких, що сформувалися в результаті аварійних ситуацій на підприємствах ядерного паливного циклу.

Джерелами радіоактивних відходів є головним чином підприємства, де видобувається та переробляється радіоактивна сировина для отримання ядерного палива, енергетичні ядерні установки, а також установи (наукові, медичні та ін.), які виконують роботи з радіонуклідами.

За агрегатним станом розрізняють рідкі, тверді та газоподібні радіоактивні відходи. При цьому провідна роль в забрудненні водойм належить рідким радіоактивним відходам уранових копалень і заводів, ядерних реакторів, радіохімічних заводів, а також відходам науково-дослідних і медичних установ. Видалення рідких відходів у водойми зазвичай носить достатньо тривалий характер, що обумовлює тривалий період забруднення останніх. Значення твердих і газоподібних відходів у цьому відношенні зазвичай обмежене окремими випадками, що мають епізодичний характер і характеризується відповідними умовами. Наприклад, близькість джерел потужних газоподібних викидів до непроточних водойм з чималою площею водного дзеркала; метеорологічні особливості мікроклімату, які сприяють осадженню радіоактивних аерозолів на поверхню ґрунту в зоні водозбірного басейну і їх змиву у водойму і т. і.

Величезна кількість радіоактивних речовин утворюється в результаті ядерних вибухів при випробуванні ядерної зброї та проведенні промислових вибухових робіт. В даний час на Землі не існує поверхневих водойм, вода яких не містила б індикаторних концентрацій таких довгоживучих нуклідів, як, наприклад, ^{90}Sr або ^{137}Cs , джерелами яких є випробування ядерної зброї. Залежно від характеру і умов проведення цих випробувань утворюються

радіоактивні аерозолі різних розмірів, структури і складу, що впливають на особливості формування і надходження радіоактивних випадань у водойми.

Основної уваги як чинник забруднення гідросфери заслуговують стратосферні (глобальні) випадання. Внаслідок тривалої затримки їх в стратосфері короткоживучі нукліди розпадаються і залишаються переважно довгоживучі, з яких домінуючу роль як забруднювачі грають ^{90}Sr і ^{137}Cs , в меншій мірі – ^{144}Ce , ^{147}Pm та ін. Нукліди ^{90}Sr і ^{137}Cs знаходяться в добре розчинній формі та повністю доступні водним організмам. Також добре розчинні у воді частинки, що виникають при підводних ядерних вибухах.

Аварійні ситуації на підприємствах ядерного паливного циклу відносяться до найбільш драматичних подій, що відбуваються в області атомної енергетики, а наймасштабніші з них спричиняють людські жертви і супроводжуються значним надходженням радіоактивних речовин в навколишнє середовище, включаючи водні екосистеми.

5.2. Поведінка радіонуклідів у водних екосистемах

Внаслідок своєї геохімічної підлеглості в ланцюзі пов'язаних міграційними потоками речовин елементарних ландшафтів, водні екосистеми є своєрідними «приймачами» більшості хімічних елементів, включаючи радіонукліди. Останні надходять в гідрологічну мережу і, розташовані в безстічних западинах, замкнуті водойми як безпосередньо на водну поверхню з аерозольними випадіннями і атмосферними опадами, так і з території водозбірного басейну – з поверхневими і ґрунтовими водами. У безстічних западинах радіоактивні речовини надовго затримуються, розподіляючись, мігруючи і накопичуючись в компонентах водойм.

Радіоактивне забруднення водних екосистем може відбуватися за рахунок великого різноманіття форм і складу речовин, що містять радіонукліди. Під час надходження радіоактивних речовин у вигляді

аерозолів на водну поверхню і з території водозбору відбувається їхнє розсіювання у водній товщі та подальший розподіл по компонентах водних екосистем зі встановленням певної динамічної рівноваги, що визначається динамікою процесів сорбції і десорбції між рідкою (вода) і твердою (донні відклади, зависла речовина) фазами, а також накопиченням радіонуклідів живими організмами. Слід зазначити, що при короткочасному надходженні у водойми радіонукліди достатньо швидко поглинаються донними відкладеннями та водними організмами, внаслідок чого їх питома активність у воді швидко знижується. Концентрація ж багатьох радіонуклідів у водних рослинах, тваринних і донних відкладеннях може тривалий час зберігатися на високому рівні з перевищенням їх концентрації у воді на порядки величин.

Подальші процеси вертикальної та горизонтальної міграції і перерозподілу радіонуклідів у водних екосистемах пов'язані з біогеохімічною циклічністю переміщення речовин у природі і протікають значно повільніше. При цьому разом з переважаючими седиментаційними і сорбційними процесами депонування радіонуклідів в донних відкладах і осадженням на зависях, важливе значення має їхня міграція і накопичення в трофічній мережі, а також подальша участь в біотичному круговороті в результаті життєдіяльності водних організмів.

Інтенсивність накопичення радіонуклідів різними компонентами водної екосистеми, що виражається в одиницях *коефіцієнта накопичення* (K_H) або *коефіцієнта концентрування* (K_K), визначають відношенням питомої активності радіонуклідів в об'єкті дослідження (донні відкладення, зависі, біологічні об'єкти) до їх вмісту у воді. При цьому, якщо для довгоіснуючих організмів (молюски, риби і т.і.) використовують середньорічну питому активність радіонуклідів у воді, то при розрахунку подібного коефіцієнта для водних рослин коректно використовувати середній вміст радіонуклідів у воді протягом вегетаційного періоду. Слід зазначити, що багато радіоекологів термінологічно розрізняють K_H для абіотичних і біотичних компонентів, що

обумовлене різними механізмами переходу і акумуляції радіонуклідів в живій і неживій матерії.

На підставі характеру розподілу по основних компонентах водної екосистеми (вода, донні відклади, гідробіонти) радіонукліди розділяють на чотири основні групи: *гідротрони*, *еквітрони*, *педотрони* та *біотрони* (М.В. Тимофєєв-Ресовський, 1957). До *гідротронів* було відносять елементи, що залишаються більш ніж на 75% у воді – сірка, хром, германій. У донні відкладення та біомасу переходить не більше ніж 10% кількості радіонуклідів цих елементів, що потрапили у воду. *Еквітронами*, тобто елементами, що розподіляються більш менш рівномірно між водою, ґрунтом і біомасою, виявилися рубідій, стронцій, рутеній і йод. До *педотронів*, тобто елементів, велика частина яких концентрується в донних відкладах, відносять залізо, кобальт, цинк, ітрій, цирконій, ніобій і цезій. *Біотронами* є елементи, велика частина яких концентрується в біомасі – фосфор, кадмій, церій і ртуть.

5.2.1. Вода і радіонукліди. Гідрологічні та гідрохімічні чинники

Находячи у водойми і водотоки з рідкими відходами, змивами з водозбірної поверхні або радіоактивними опадами з атмосфери, радіоактивні речовини поступово розсіюються у водній товщі. Швидкість і ефективність цього процесу залежить, перш за все, від комплексу природних чинників, серед яких основну роль відіграють гідрологічні. В деяких випадках радіоактивні аерозолі можуть затримуватися на водній поверхні і потім в результаті вітрових процесів відноситися до берега, формуючи локальні високоактивні забруднення берегової смуги.

У річках радіонукліди швидко перемішуються у водному потоці. Найважливішим механізмом змішування є *турбулентна дифузія*, інтенсивність якої залежить від швидкості течії, рельєфу дна, наявності плес, перекатів, гідротехнічних споруд і т.і. Залежно від локальних умов протяжність ділянки, в межах якої змішуються забруднені потоки зі всією

масою води річки, а також час, протягом якого відбувається цей процес, може бути різною.

На малих річках гірського типу (з високою турбулентністю потоку) змішування можливе на відрізку річки в межах від метра до десятків метрів протягом декількох хвилин. В умовах малих річок рівнинного типу повне змішування може закінчуватися на відстані 200–500 м нижче за випуск стічних вод. В умовах середніх і великих річок рівнинного типу теоретично повне розбавлення може відбуватися на нескінченно великій відстані від місця випуску стічних вод. Проте для практичних цілей зазвичай приймається значний ступінь перемішування, наприклад 80%. Згідно з натурними спостереженнями таке змішування в умовах річок рівнинного типу відбувається на відстані від декількох десятків кілометрів від місця надходження стічних вод в річку, а час цього процесу вимірюється декількома добами.

На розподіл забруднених струменів в річковому потоці може впливати різниця між щільністю стічних вод і річкової води (за рахунок відмінності температур або ступеня мінералізації). Теплі стічні води можуть переміщатися в поверхневому шарі. При високій мінералізації стічних вод останні можуть опускатися в нижні шари і при рівному рельєфі дна переміщатися в придонному шарі на значні відстані, створюючи зовні враження повного радіаційного благополуччя на даній ділянці річки. Поступово ці забруднені потоки також змішуються з масою річкової води.

У глибоких озерах впродовж теплого періоду року верхній прогрітий шар води, що зазвичай досягає декількох метрів, менш щільний і не змішується з нижнім, формуючи вертикальний градієнт температур (термоклин). У осінній період, коли температура верхнього шару падає до температури глибоких шарів і нижче, відбувається перемішування водних мас в результаті опускання холодніших шарів і підняття тепліших. Аналогічний, але зворотний процес відбувається і у весняний період. Це

явище, що отримало назву весняно-осінньої стратифікації, сприяє перемішуванню радіоактивних речовин в масі озерної води.

Важливу роль в розсіюванні та міграції радіонуклідів в річкових екосистемах має так званий *твердий стік*, тобто переміщення радіонуклідів з потоком у річковому руслі наносів. Розрізняють два типи наносів: завислі, які підняті та переносяться водою, а також донні, що переміщуються по дну. Перші складаються переважно з глинистих і мулистих частинок, другі головним чином з пісків. У водному середовищі радіоактивні речовини адсорбуються головним чином на поверхні дрібнодисперсних глинистих і мулистих частинок. Тому з числа твердих компонентів ці фракції краще всього акумулюють радіоактивні речовини. Швидкість осадження дрібнодисперсних глинистих частинок невелика. Так, в стоячій воді при температурі 10°C глинисті частинки розміром 0,01 мм осідають із швидкістю 1 см за 2 хв., а розміром 0,001 мм – протягом 4 год. В умовах річок, особливо під час повені, підвищена швидкість течії та турбулентність потоку збільшують час осадження зважених частинок. Тому переміщення сорбованих на них радіонуклідів можливе на значні відстані. Частинки накопичуються переважно в затоках, у дамб, нерідко на плесах, а також на мілководних, особливо заболочених ділянках річки, багатих на водяну рослинність. Саме у таких місцях, де відкладаються завислі наноси, можна чекати на підвищене накопичення радіонуклідного забруднення.

Донні наноси найчастіше складаються з піску, що переміщується по дну при великих швидкостях води. Оскільки сорбційна здатність і поглинальна місткість піску значно нижчі, ніж глинистих або мулистих частинок, практичне значення їх як носіїв радіоактивних речовин істотно менше. В цілому, враховуючи, що об'єм всіх видів наносів, які переміщуються, в порівнянні з об'ємом води, що протікає, невеликий, твердий стік як чинник перенесення радіоактивних речовин в порівнянні з водою річки незначний.

Поведінка у водоймі як радіонуклідів, так і стабільних елементів, багато в чому залежить від гідрохімічного складу води, який обумовлює ряд її важливих властивостей. Вода з будь-якої природної водойми характеризується певними лужно-кислотними та окисно-відновлювальними властивостями, пов'язаними з її походженням і тими змінами, які спостерігаються у водоймах під впливом різноманітних природних чинників. У цих процесах важливу роль відіграють водні тварини і рослини, оскільки хімічний тип вод і, в першу чергу, лужно-кислотні та окисно-відновлювальні умови багато в чому формуються за рахунок надходження у воду продуктів обміну гідробіонтів. Зокрема, кисла реакція вод найчастіше пов'язана з розчиненою вуглекислою або різними органічними кислотами гумусового типу, тобто продуктами обміну речовин або продуктами розкладання живих організмів.

Відновлювальні умови вод у більшості випадків пов'язані з розкладанням залишків організмів у застійних умовах. Надходження вільного кисню у воду пояснюється розчиненням кисню повітря або фотосинтезом водних рослин, що, у свою чергу, значною мірою залежить від інсоляції, температури води, а, отже, пов'язано з сезоном і іншими умовами.

Вода поверхневих прісних водойм зазвичай має нейтральну або слабко-лужну реакцію. Виключенням є деякі водойми, головним чином озерного типу, де внаслідок високого вмісту гумінових речовин (дистрофні, сфагнові озера) рН води дуже низький. Подібна картина можлива в результаті наявності у воді мінеральних кислот (сірчаної або соляної) вулканічного походження. Такі водойми зустрічаються в Японії – оз. Ката-Нума, вода якого має рН 1,4–1,5.

У річкових водах рН зазвичай коливається в межах 6–9, причому води з нижчими значеннями рН характерні для північних річок європейського континенту, а з вищими – для річок південних районів. Взимку в льодовий період в більшості річок рН 6,8–7,6, влітку рН 7,6–8,8. Вода річок з

болотяним живленням часто має $pH \approx 9$. Окрім сезонних коливань показників pH мають місце добові варіації, що особливо виражене в ставках і невеликих озерах, що багаті на рослинність, де $pH \approx 6-10$.

У всіх випадках зміна лужно-кислотних і окисно-відновлювальних умов у водоймі визначають поведінку різних хімічних елементів. Так, в природних водах, pH яких спрямований в кислий бік, легко мігрують кальцій, стронцій, барій, радій, мідь, цинк, залізо, кобальт, нікель і інші елементи, які слабо рухомі в лужних водах. У водах з лужною реакцією рухомі п'ятивалентний ванадій, миш'як, шестивалентний хром, уран, селен, молібден і інші елементи.

Оскільки хімічна природа стабільних і радіоактивних нуклідів подібна, поведінка останніх у водоймах також значною мірою підпорядкована вказаним закономірностям. Під час надходження стічних вод, що містять радіонукліди, з низькими значеннями pH у водойму, вода якої зазвичай має нейтральну або слаболужну реакцію, можна чекати, що частина стабільних хімічних речовин з розчину перейде до твердої фази і осяде на дно. Разом з ними осідатимуть і відповідні радіонукліди.

Ці явища значною мірою залежать від ряду обставин – форми, в якій знаходяться радіонукліди, що визначає ступінь їх розчинності, хімічного складу природних вод і т. і.

Оскільки радіонукліди, що поступають у водойми, містяться виключно в сильно розбавленому вигляді, вони можуть знаходитися в різних станах: йонодисперсному, молекулярному, істинно колоїдному і псевдоколоїдному (адсорбція на колоїдних забрудненнях). При цьому для ряду радіонуклідів характерні наступні закономірності, пов'язані з їх хімічними властивостями:

– лужні елементи (натрій, калій, літій, рубідій, цезій) не утворюють в широкому інтервалі pH ні істинних, ні псевдоколоїдів; вони знаходяться в розчинах у вигляді позитивно заряджених іонів;

– лужноземельні елементи (магній, кальцій, стронцій, радій та ін.) можуть знаходитися в іонному стані і утворювати тільки псевдоколоїди, причому із збільшенням атомної маси елемента, скоріш за все, підвищується здібність до утворення псевдоколоїдів, що, ймовірно, знаходиться у зв'язку з розчинністю їх сполук;

– трьох-, чотирьох- і п'ятивалентні елементи можуть знаходитися в іонному, молекулярному станах і утворювати різні продукти гідролізу, у тому числі і нерозчинні, тому вони можуть утворювати як істинні, так і псевдоколоїди.

6.2.2. Роль донних відкладень у розподілі радіонуклідів

Важливу роль у долі радіонуклідів у прісних водоймах відіграють *донні відкладення*. Маючи велику сорбційну масу і місткість поглинання, вони осаджують на собі основну частину випромінювачів, що потрапляють у водойму, і тим самим частково виводять їх з біотичного круговороту. У зв'язку з цим велика роль донних відкладень у процесах самоочищення води від різних, зокрема радіоактивних речовин. Це відбувається в результаті сорбції радіонуклідів поверхнею дна, дифузії з водою в товщу донних відкладень, за рахунок осадження на дно завислих частинок, що несуть сорбовані радіонукліди, а також у результаті осідання на дно залишків відмерлих гідробіонтів (рослинного і тваринного походження), що також містять у своїх тканинах радіонукліди.

Найбільша сорбційна здатність і поглинальна місткість властива донним відкладенням, що складаються переважно з дрібнодисперсних глинистих або мулистих частинок. Тому в місцях, де на дні є потужні відкладення мулу, можна чекати значно більшого накопичення радіоактивних речовин, ніж у гирлі річок, дно яких сформоване з чистих, добре промитих пісків, галечників або скельних порід.

Це підтверджується даними про особливості забруднення річкових екосистем внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Нині у зоні відчуження АЕС найбільш низьким рівнем питомої активності радіоактивних речовин характеризуються компоненти річкових екосистем, донні відкладення яких піддалися процесам природного самоочищення (особливо під час паводків і періодів весняних повеней) і за минулі з моменту аварії роки перестали відігравати тут істотну роль вторинного джерела забруднення вод руслового потоку. Зараз основне надходження радіонуклідів відбувається в результаті змиву з водозбірних територій і притоку з більш забруднених водних об'єктів. В той же час замкнуті водойми і, особливо, озера ближньої зони відчуження мають значно більші рівні радіоактивного забруднення, обумовлені обмеженістю водообміну і порівняно високими рівнями вмісту радіонуклідів, депонованих в донних відкладеннях. Тому для більшості непроточних водойм рівень вмісту радіонуклідів у воді визначається переважно інтенсивністю обміну мобільних форм радіонуклідів між донними відкладеннями і водними масами, а також змивом з території водозбору (табл. 5.1). У зв'язку з цим найбільшу значущість мають заплавні ландшафти р. Прип'ять. В результаті аварії ці райони піддалися інтенсивному радіонуклідному забрудненню і в даний час є одним з найбільш значних джерел надходження радіоактивних речовин з поверхневим стоком у річкові системи зони відчуження, що відносяться до басейну Дніпра.

5.1. Вміст радіонуклідів в основних компонентах озерних екосистем Красненської заплави р. Прип'яті в зоні відчуження Чорнобильської АЕС

Об'єкт	⁹⁰ Sr		¹³⁷ Cs		²³⁸⁺²³⁹⁺²⁴⁰ Pu ²⁴¹ Am		і
	МБк	%	МБк	%	МБк	%	
оз. Далеке-1							

Вода	1650	4,25	236	0,45	0,27	0,03
Донні відкладення	37000	95,35	51800	99,11	1100	99,90
Сестон	58	0,15	155	0,30	×	×
Біота	96	0,25	73	0,14	0,81	0,07
оз. Глибоке						
Вода	50900	10,21	6200	0,64	10	0,04
Донні відкладення	444000	89,02	962000	98,64	25900	99,80
Сестон	800	0,16	2471	0,25	×	×
Біота	3035	0,61	4598	0,47	42	0,16

Примітка × – вимірювання не проводили

Донні відкладення прісних водойм характеризуються великою різноманітністю, тому їх здатність накопичувати ті або інші радіонукліди варіює залежно від типу донних відкладень і умов водного середовища. Найбільш низькі K_H ^{90}Sr і ^{137}Cs відмічені у піщаних і торф'янистих донних відкладеннях, а також у кремнеземного і змішаного сапропелів. Найбільш високі K_H характерні для мулистого сапропелю і відкладень, які складаються з різних видів харових водоростей (рис. 5.1). В цілому, всі донні відкладення більшою мірою поглинають ^{137}Cs , ніж ^{90}Sr .

Оскільки більшість радіонуклідів концентрується переважно у верхньому найбільш заселеному бентосними безхребетними шарі донних відкладень, забруднення останніх радіоактивними речовинами призводить до підвищених рівнів опромінювання мешканців дна, а також придонного шару. Крім того, донні відкладення непроточних водойм можуть стати джерелом вторинного забруднення середовища радіоактивними речовинами. Нарешті, в мілководних водоймах забруднені радіонуклідами донні відкладення можуть обумовлювати підвищені рівні γ -випромінювання над поверхнею водного дзеркала, де шар води не забезпечує належного екранування випромінювань від дна.

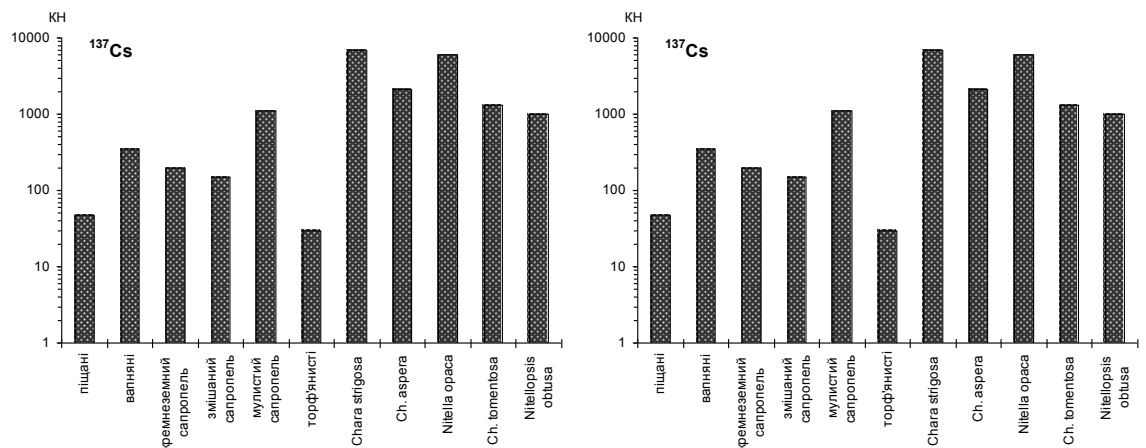


Рис. 5.1. Коефіцієнти накопичення ^{90}Sr і ^{137}Cs різними типами донних відкладень (М.В. Куліков та М.Я. Чеботіна, 1988).

5.2.3. Вплив фізико-хімічних чинників середовища на поведінку радіонуклідів в компонентах водних екосистем

Інтенсивність накопичення і міцність фіксації радіоактивних речовин в живих і косних компонентах водойм визначається хімічною природою радіонуклідів, фізико-хімічною формою їх знаходження у водному середовищі, біологічними особливостями водних рослин і тварин, що населяють водойму, а також сорбційними властивостями різних компонентів.

Крім того, розподіл і накопичення радіонуклідів у водних екосистемах залежить від різноманітних гідрологічних і гідрохімічних показників водного середовища – інтенсивності водообміну, концентрації у воді ізотопних і неізотопних носіїв, температури, освітленості, лужно-кислотних умов водного середовища і т. і.

Концентрація у воді відповідних стабільних ізотопів хімічних елементів (ізотопних носіїв), а також вміст макроелементів-аналогів (неізотопних носіїв) може істотно впливати на накопичення радіонуклідів компонентами водної екосистеми. Наприклад, накопичення ^{90}Sr знаходиться в зворотній залежності від вмісту у воді його хімічних макроаналогів – кальцію та магнію, а накопичення ^{137}Cs – в такій же залежності від вмісту калію. У зв'язку з цим за наявності у воді порівняно високих концентрацій

кальцію і калію спостерігається низька інтенсивність концентрування ^{137}Cs і ^{90}Sr водними організмами, особливо рослинами. При низьких концентраціях у воді хімічних аналогів інтенсивність накопичення радіонуклідів зростає. Для кількісної оцінки поглинання гідробіонтами ^{90}Sr і кальцію, з одного боку, а також ^{137}Cs і калію – з іншою застосовується так званий *коефіцієнт дискримінації* (K_d) або спостережуване відношення. Цей коефіцієнт відображає різницю між кількісними співвідношеннями мікро- і макрокомпонентів в організмі і середовищі, з якого вони поглинаються.

Наприклад, зарості елодеї з розрахунку на 100 кг сухої маси протягом дня можуть видалити з води до 2 кг вапна. Якщо врахувати, що біомаса рослин-карбонатуотворювачів досягає 3–5 т/га, то легко уявити, яка величезна кількість кальцію, а, отже, і стронцію, може видалятися з водного середовища та відкладатися у вигляді карбонатних осадів на дно водойми. Встановлено, що концентрація ^{90}Sr у карбонатному осаді, що утворюється на поверхні водних рослин, майже на порядок величин перевищує концентрацію його безпосередньо в тканинах. Вважається, що утворення карбонатів на поверхні рослин обумовлене поглинанням CO_2 в процесі фотосинтезу з бікарбонатів.

Велике значення при накопиченні радіонуклідів гідробіонтами відіграють лужно-кислотні умови середовища. Значення рН у водах річок і водойм характеризується добовими і сезонними коливаннями, а систематичне скидання у водойму промислових відходів, що містять кислоту або луг, може викликати зсув рН. Поглинання водними рослинами ^{90}Sr із збільшенням рН водного середовища зростає. Це пояснюється тим, що ^{90}Sr разом з кальцієм включається в процес карбонатуотворювання, залежний від рН. У зв'язку з цим в спеціальних досліджах вивчали розчинення карбонатного осаду ($^{90}\text{SrCO}_3 \cdot \text{CaCO}_3$) і перехід ^{90}Sr у розчин залежно від лужно-кислотних умов середовища. При рН 5 весь карбонатний осад розчинявся і цілком переходив у розчин. Подальше збільшення рН призводило до зниження

розчинності осаду і, отже, до утримання в ньому ^{90}Sr . Вважається, що основною причиною зростання K_n ^{90}Sr при підлугуванні середовища є збільшення карбонатного осаду на поверхні рослин. Накопичення ж ^{137}Cs водними рослинами не залежить від лужно-кислотних умов водного середовища, оскільки при всіх значеннях рН макрокількості цезію знаходяться в розчині у вигляді катіонів, не утворюючи колоїдів.

Залежно від лужно-кислотних умов середовища можуть мінятися фізико-хімічний стан і форма сполук радіонуклідів, що у свою чергу відбивається на їх сорбційних властивостях і накопиченні донними відкладами водойм. Показано, що при зміні рН водного середовища від кислої до нейтральної поглинання ^{59}Fe донними відкладеннями знижується. Це свідчить про перехід заліза з підвищенням рН в міграційно-здатну колоїдну форму. За сильно лужних умов середовища (рН 9–10) в піщаному ґрунті і сапропелі відмічено тенденцію до підвищення накопичення радіонукліда, що може бути пов'язане з укрупненням колоїдів, зниженням їх стійкості в розчині і механічним осадженням на частинках ґрунту.

Накопичення ^{90}Sr багатими органічною речовиною донними відкладеннями з підвищенням рН зростає, що пов'язано із збільшенням їх місткості поглинання при підлугуванні середовища. Підвищене накопичення ^{90}Sr карбонатним ґрунтом при лужних значеннях рН середовища можна пояснити переходом стронцію в карбонатний осад, а зниження накопичення при підкисленні середовища – розчиненням осаду і переходом ^{90}Sr у розчин.

Дослідження впливу рН середовища на розподіл радіонуклідів між водою, донними відкладами і біомасою в умовах модельної водойми показало, що відносний вміст ^{90}Sr у воді при кислих значеннях рН зростає за рахунок зниження концентрації випромінювача в ґрунті і біомасі. На розподіл ^{137}Cs між компонентами водойми реакція середовища помітно не впливає. Відносний вміст ^{144}Ce у воді зростає при зсуві рН у бік

підлугування за рахунок зниження накопичення радіонукліда в донних відкладах і рослинах (рис. 5.2).

Поглинання іонів і їх перенесення через систему мембран в клітину рослин безпосередньо пов'язані з процесами фотосинтезу, і, відповідно, з освітленістю. Встановлено, що K_H ^{60}Co , ^{90}Sr і ^{137}Cs із збільшенням освітленості зростають. Зокрема, елодея накопичує ^{90}Sr при освітленні в два рази більше, ніж в темряві. У харовій водорості K_H ^{60}Co , ^{90}Sr і ^{137}Cs при освітленні в 2–5 разів вище, ніж в темряві. При цьому ^{59}Fe , ^{91}Y і ^{144}Ce накопичуються водорістю практично однаково при всіх режимах освітлення. Аналіз експериментальних даних показав, що відмінності в накопиченні радіонуклідів залежно від режиму освітлення можуть бути пов'язані з неоднаковими механізмами їх поглинання водяними рослинами. Якщо радіонукліди фіксуються переважно на клітинній оболонці, а іонний обмін між зовнішнім середовищем і внутрішньоклітинними компонентами не відіграє істотної ролі в процесах поглинання, то K_H як правило, не залежать від режиму освітлення. До таких радіонуклідів відносяться в основному елементи, що гідролізуються (^{59}Fe , ^{91}Y , ^{144}Ce). Якщо ж разом з адсорбцією на поверхні клітин відбувається перенесення відповідних іонів всередину клітин (активний і пасивний транспорт), то поглинання радіонукліду (^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs) залежить від режиму освітлення. Збільшення освітленості в цьому випадку інтенсифікує активне перенесення іонів із збільшенням енергетичних витрат на процеси окислювального фосфорилування.

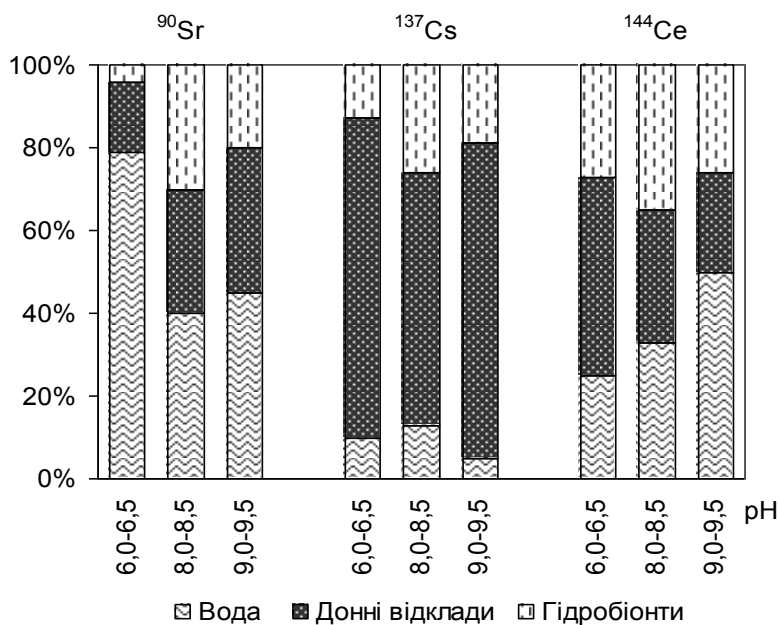


Рис. 5.2. Вплив рН середовища на розподіл радіонуклідів між водою, донними відкладеннями і біомасою.

Одним з найважливіших чинників середовища є температура. Вона визначає видовий склад населення водойм, горизонтальний і вертикальний його розподіл і міграцію. Від температури води залежить швидкість протікання фізіолого-біохімічних процесів в організмах і темпи перерозподілу хімічних елементів у компонентах водної екосистеми. За природних умов температура води схильна до значних коливань. Зокрема у водоймах помірних широт вона варіює протягом року, в середньому від 0 до 25°C. В експериментах з ^{60}Co було показано, що при підвищенні температури водного середовища від 12 до 28°C накопичення радіонукліда елодеєю і куширом збільшується в середньому в 4–5 разів. Поглинання ^{90}Sr елодеєю і харовою водорістю в дослідженому інтервалі температур зростає приблизно в 1,5 рази. Підвищення температури призводить також до накопичення ^{137}Cs елодеєю і куширом в 2–3 рази, відмічено також невелике зростання $K_{\text{H}}^{144}\text{Ce}$, у елодеї при підвищенні температури водного середовища.

Температурний чинник впливає на накопичення радіонуклідів водною рослинністю в різні сезони роки. У весняно-літні місяці за умов гарного

прогрівання води, освітленості та інших сприятливих чинників рослини знаходяться в стані найбільшої біологічної активності та, нарощуючи біомасу, інтенсивно концентрують радіонукліди й інші елементи. У осінній період ці процеси уповільнюються, а в зимовий – практично припиняються.

Значення K_H радіонуклідів у личинок риб через 10 діб після їх перебування в радіоактивній воді представлені на рис. 5.3 Видно, що з підвищенням температури накопичення нуклідів, що вивчалися, личинками щуки й окуня зростає в 2–5 разів.

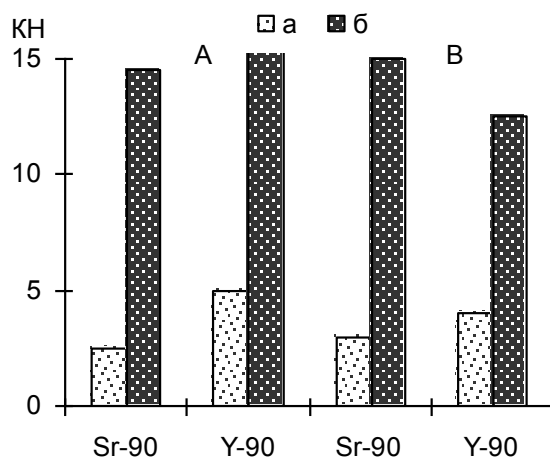


Рис. 5.3. Накопичення ^{90}Sr і ^{90}Y личинками щуки (А) і окуня (Б) при 10 (а) і 20 °C (б).

Зниження температури у водоймах восени призводить до уповільнення фізіологічних процесів рослинних організмів, а також до погіршення розчинності радіонуклідів, відбиваючись на їх міграційній здатності й ефективності концентрування макрофітами. Зменшення світлового дня в цей період також може впливати на процес концентрування радіонуклідів ^{90}Sr і ^{137}Cs , оскільки накопичення хімічних речовин, і зокрема радіонуклідів рослинами знаходиться в прямій залежності від інтенсивності процесу фотосинтезу, яка в другій половині вегетаційного періоду знижується. Окрім цього, з пониженням температури в осінній період і загасанням фотосинтезуючої активності у воді збільшується зміст двоокису вуглецю, і величина рН знижується у всій її товщі.

Необхідно також відзначити, що добре розвинена коренева система повітряно-водних рослин відіграє роль запасуючого органу і досягає максимального розвитку восени, коли відбувається відтік поживних речовин в кореневища. При цьому фітомаса, що продукується підземною частиною деяких видів (рогоз, очерет), може в 2–3 рази перевищувати масу наземних органів. Поширюючись в горизонтальній площині за всією площею фітоценозу, кореневі системи повітряно-водних рослин слугують накопичувачами біогенних речовин, тому до кінця вегетації мінеральні і органічні речовини, включаючи радіонукліди, надходять з надземних органів у підземні.

Важливим показником міграційної здатності радіонуклідів у водній екосистемі є міцність їх фіксації донними відкладеннями. Найменш міцно фіксуються ^{90}Sr і ^{137}Cs піщаною основою, з якої вони легко вимиваються водою. У піщано-мулистих і вапняних донних відкладах обидва радіонукліди закріплюються міцніше, а найміцніше вони фіксуються сапропелем, що можна пояснити наявністю підвищеного вмісту дрібнодисперсних мулистих частинок і органічної речовини. У більшості ґрунтів ^{137}Cs фіксується міцніше, ніж ^{90}Sr , і це підтверджується результатами дослідів по витісненню радіонуклідів різними десорбуючими розчинами. Перехід ^{90}Sr з донних відкладів у водний розчин збільшується при підкисленні середовища. Особливо чітко ця залежність виявляється на вапняному ґрунті, що містить підвищену кількість карбонатів стронцію. Міцність фіксації ^{137}Cs практично не залежить від рН середовища.

5.3. Дозові навантаження на водні організми та ефекти радіаційного впливу

Протягом всього життя гідробіонти піддаються зовнішньому і внутрішньому опромінюванню за рахунок природного радіаційного фону, а

також у зв'язку з радіоактивним забрудненням гідросфери штучними радіонуклідами.

Техногенні радіонукліди, що надходять у водойми з глобальними і регіональними радіоактивними випадіннями з атмосфери, а також з рідкими промисловими скидами, створюють додаткові джерела зовнішнього і внутрішнього опромінення, які можуть істотно перевищувати природний радіаційний фон у місцях існування гідробіонтів. При зовнішньому опромінюванні водних організмів основними чинниками біологічної дії є γ - і жорстке β -випромінювання. Внутрішню дозу формують переважно інкорпоровані α - і β -випромінюючі радіонукліди.

Дія зовнішнього опромінення визначається рівнем радіоактивного забруднення водойми, особливостями розподілу радіонуклідів по його компонентах, радіочутливістю організмів, а також різноманітними еколого-біологічними особливостями гідробіонтів і чинниками навколишнього середовища, що впливають на ступінь прояву радіаційного ураження або модифікують його інтенсивність. Біологічна ефективність внутрішнього опромінення залежить, перш за все, від рівнів накопичення та розподілу радіонуклідів у різних органах і тканинах, а також від швидкості їх виведення в процесі життєдіяльності водних організмів.

Зовнішнє опромінення гідробіонтів визначається інтенсивністю космічного випромінювання, а також випромінюванням від природних і штучних радіонуклідів, що містяться переважно у воді, донних відкладах, ґрунтах прибережних територій, а також у субстраті, до якого прикріплюються малорухливі види або використовують його як основне або тимчасове місце існування (донні відкладення для бентосних видів, водні рослини й інші об'єкти, що містять випромінювачі, і до яких прикріплюються водні організми і т.і.). Таким чином, враховуючи різноманіття умов існування, потужність дози зовнішнього опромінення істотно залежить від екологічної ніші, яку займають гідробіонти у водній екосистемі.

Основний внесок в дозу зовнішнього опромінення видів, приурочених до поверхні води або приповерхневого шару у великих водоймах, вносить космічне випромінювання і радіонукліди, що містяться у воді. Для гідробіонтів літоральної (прибережної) і субліторальної (до нижньої межі розповсюдження водної рослинності) зон до згаданих чинників додається, і може мати основне дозоутворююче значення, випромінювання від радіонуклідів, що знаходяться у донних відкладах, і від якого не екранує шар води, а також в ґрунтах прилеглих територій. Крім того, при інтенсивному забрудненні прибережних територій γ -випромінювачами, останні можуть вносити істотний внесок до зовнішньої дози для всіх мешканців поверхневого шару, особливо в невеликих водоймах. Ще більш в несприятливіших радіоекологічних умовах можуть опинитися представники бентосу. Оскільки донні відкладення більшості водойм є основним «депо», що концентрує радіоактивні речовини, водні організми, що тут мешкають або ведуть придонний спосіб життя, отримують, як правило, максимальну дозу зовнішнього опромінення серед мешканців водойм.

У найбільш сприятливих радіоекологічних умовах знаходяться гідробіонти, що живуть у водній товщі (батипелагічні види), і захищені шаром води як від космічного випромінювання, так і від радіонуклідів, що містяться в донних відкладах. Навіть у дуже забруднених радіонуклідами озерах Чорнобильської зони відчуження з середніми глибинами до 3–4 м, види, що мешкають у водній товщі, опиняються в достатньо сприятливих, в радіаційному відношенні, умовах, якщо виключити зовнішню дію від радіонуклідів, що містяться у воді, яке порівняно невелике навіть в найзабрудненіших водоймах. В цьому випадку основним дозоутворюючим чинником залишаються радіонукліди, інкорпоровані в тканинах гідробіонтів.

За існуючими уявленнями загальний характер дії іонізуючого випромінювання на гідробіонтів, можна звести до наступного. Дуже малі дози, що в незначній мірі відрізняються від природного фону, викликаного

природною радіоактивністю, не справляють будь-якої встановленої дії. Вищі, але відносно ще слабкі дози можуть викликати деяку стимуляцію росту і розвитку гідробіонтів. Подальше підвищення доз призводить до пригніблення процесів росту й розвитку, що посилюється, та супроводжується підвищенням їх загибелі. Гострі дози, особливо на ранніх стадіях розвитку, зазвичай ефективніше пролонгованих – розтягнутих в часі. Крім загальнобіологічних ефектів, що виражаються в стимуляції, пригнібленні та летальній дії, іонізуючі випромінювання на ранніх стадіях розвитку викликають різні потворності, а у стадії розмноження – порушення гомеостазу, що часто ведуть до підвищення стерильності; у дозріваючих гаметах підвищується відсоток виникаючих мутацій.

Для водних організмів північних і помірних кліматичних зон спостерігаються наступні дозозалежні ефекти:

– 10^{-6} – 10^{-5} Гр/добу – ефекти відсутні або існує слабкий стимулюючий ефект;

– 0,5–1,0 мГр/добу із загальною дозою 0,05–0,2 Гр є пороговим рівнем для появи перших змін у крові риб і перших ознак зниження функціонування імунної системи; при низькій потужності дози (менше 0,5 мГр/добу) організми, скоріш за все, здатні тимчасово адаптуватися до радіаційної дії з поступовим відновленням основних біологічних показників;

– 2–5 мГр/добу із загальною дозою більше 1,5 Гр є пороговим рівнем для появи негативних ефектів репродуктивної системи риб;

– 5–10 мГр/добу (при хронічній дії) приводить до скорочення тривалості життя дорослих риб;

– 10^{-2} – 10^{-1} Гр/добу у риб розвиваються симптоми радіаційної дії – стерильність, істотні порушення ембріонального розвитку, збільшення смертності;

– 0,1–1,0 Гр/добу спостерігається висока смертність у риб, скорочення тривалості життя у дафній, висока смертність ікри риб і молюсків;

– 5–10 Гр (гостре опромінення) викликає високу смертність риб та її ікри;

– 100–200 Гр (гостре опромінення) смертність деяких видів зоопланктону, зниження біорізноманіття в зоопланктонном угрупованні;

– 200–500 Гр (гостре опромінення) повна смертність зоопланктону, смертність деяких фітопланктонних видів, стимуляція бактеріопланктону.

Згаданим в першому розділі українським радіоекологом Г.Г. Полікарповим була запропонована концептуальна модель реакції живих організмів, популяцій і екосистем на всі можливі величини потужностей доз іонізуючого випромінювання при хронічній дії, яка може бути застосовна для водних організмів і екосистем (рис. 5.4).

У зоні радіаційного благополуччя не спостерігається ні ушкоджуючих, ні стимулюючих ефектів. При хронічному опромінюванні в дозах, які знаходяться в області фізіологічного маскування, організми в змозі справитися з виникаючими порушеннями. У зоні екологічного маскування виникаючі ефекти маскуються або модифікуються іншими природними або антропогенними чинниками. В області явного пошкодження екосистем реєструється зниження біологічної різноманітності і руйнування екосистем.

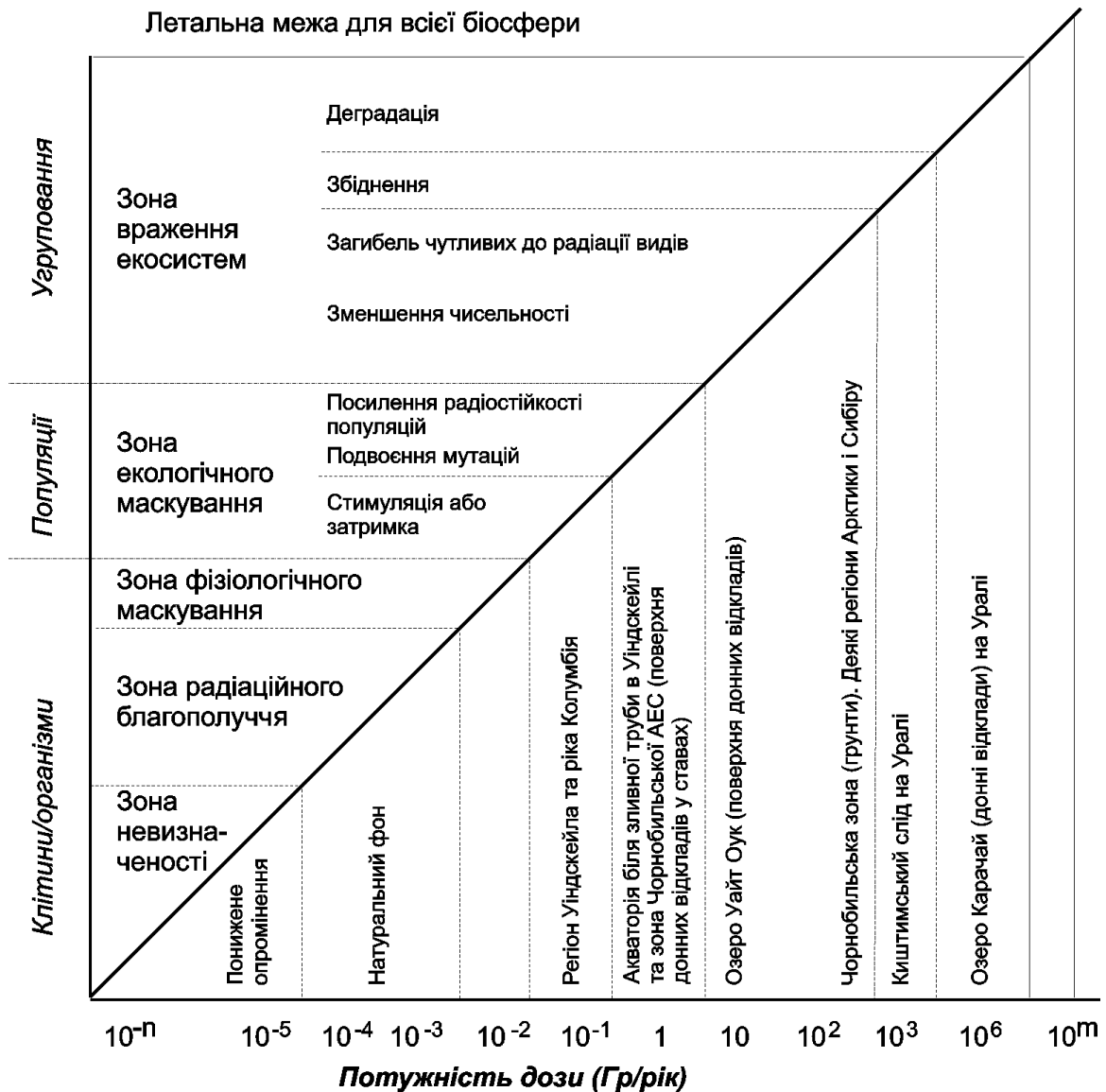


Рис. 5.4. Зони потужностей доз іонізуючих випромінювань і їх дія в біосфері (Г.Г. Полікарпов, 1998).

Згідно зі стандартом, запропонованим НКДАР ООН, і які використовують МКРЗ і МАГАТЕ, допустимою потужністю дози при хронічній дії для гідробіонтів прийнято вважати 10 мГр/добу. У річному численні ця доза складає близько 3,7 Гр і вважається *максимальною дозою опромінення водної біоти, при якій ще не реєструються радіаційні ефекти.*

Необхідно відзначити, що наведений стандарт базується на радіаційних дослідженнях, основна частина яких виконана на гідробіонтах в лабораторних умовах при гострому зовнішньому опроміненні, ефективність

якого істотно нижча, ніж хронічна дія інкорпорованих радіонуклідів при забрудненні природних водоймищ. У зв'язку з цим, встановлена НКДАР ООН дозова межа є достатньо умовною, а її застосування може розглядатися лише на певному етапі формування стратегії радіаційного захисту водних екосистем, з подальшим корегуванням при отриманні повніших даних про чутливість водних організмів до хронічного радіаційного впливу.

5.4. Радіоекологічні наслідки аварії на Чорнобильській АЕС для водних екосистем

Найбільше забруднення водних екосистем після аварії на Чорнобильській АЕС спостерігалось в кінці квітня–початку травня 1986 р. У цей період в річках Прип'ять та Дніпро виявлялися не тільки довгоживучі радіонукліди, що надійшли в навколишнє середовище, а й короткоживучі нукліди ^{95}Zr , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{140}Ba , ^{141}Ce , ^{144}Ce , активність яких в десятки разів перевищувала активність довгоживучих радіонуклідів цезію і стронцію. Максимальні значення загальної питомої активності радіонуклідів у воді гирлової ділянки головного водотоку зони відчуження – р. Прип'яті реєстрували протягом перших двох тижнів після аварії, що склали, за різними оцінками, від 10 кБк/л до 100–400 кБк/л, і в декілька мільйонів разів перевищили доаварійні рівні. Основний внесок в радіоактивність води в цей період був обумовлений ^{131}I – до 70–90% питомої активності. Після припинення аерозольних випадінь, розпаду короткоживучих радіонуклідів, осадження крупних частинок на дно водойм і винесення дрібних частинок водними потоками відбулося значне зниження рівнів загального радіоактивного забруднення вод Прип'яті: до середини травня 1986 р. – до значень декількох тисяч, а в червні – до декількох сотень Бк/л. Внесок ^{131}I в загальну радіоактивність води в червні вже не перевищував 30%. З кінця жовтня 1986 р. і до початку 1987 р. загальна радіоактивність води в Прип'яті

рідко перевищувала 40 Бк/л. При цьому основними забруднювачами водою після розпаду короткоживучих стали довгоживучі радіонукліди ^{90}Sr і ^{137}Cs . Починаючи з 1988 р. частка ^{90}Sr в сумарній радіоактивності річкової води, на тлі зниження питомої активності ^{137}Cs , вже була істотно вище. З цього періоду вміст радіонуклідів у воді Прип'яті продовжує зменшуватися, проте у 2006–2009 рр. вміст ^{90}Sr у водах р. Прип'яті складав в середньому близько 0,16, а ^{137}Cs близько 0,03 Бк/л, що все ще в 10–15 разів перевищує їх доаварійні рівні. Загалом за період 1986–2007 рр. лише з водами р. Прип'яті у Дніпро та його водосховища надійшло $1,7 \cdot 10^{14}$ Бк ^{90}Sr і $1,3 \cdot 10^{14}$ Бк ^{137}Cs .

Таким чином, в результаті аварії на ЧАЕС водосховища Дніпровського каскаду піддалися значному радіонуклідному забрудненню. У Київському водосховищі загальна радіоактивність води в перші тижні після аварії сягала 4000 Бк/л (доаварійні рівні складали 0,005–0,023 Бк/л). В процесі транспорту з дніпровськими водами, завдяки наявності каскаду водосховищ і порівняно повільному водотоку, радіонукліди частково виводилися з водних мас седиментуючись донними відкладеннями і накопичуючись водними організмами. Переважно це стосується першого водосховища Дніпровського каскаду – Київського, екосистема якого зазнала найбільшого впливу серед дніпровських водосховищ унаслідок аварії і яка стала своєрідним бар'єром на шляху міграції радіонуклідів до інших водосховищ. Отже, згадані процеси стали основними чинниками самоочищення Дніпровської водної системи, завдяки чому ^{137}Cs , що надходив у водосховища з поверхневим стоком, практично не досягав Чорного моря. При цьому основним радіонуклідом у водних масах водосховищ з часом став ^{90}Sr , а в донних відкладеннях зі всіх чорнобильських радіонуклідів в даний час переважає ^{137}Cs .

Саме внаслідок активних процесів седиментації лише незначна кількість ^{137}Cs , надходить у водосховища нижньої течії Дніпра, а рівні забруднення, наприклад Каховського водосховища, в 2004–2005 рр. практично повернулися до доаварійних. З іншого боку, питома активність

^{90}Sr зменшується вниз по каскаду водосховищ лише на 30–40%, в основному за рахунок розбавлення чистими водами приток Дніпра, досягаючи Чорного моря без істотного накопичення в донних відкладеннях.

Сумарна кількість атмосферних випадань ^{137}Cs на акваторії Чорного і Азовського морів в результаті аварії оцінена величиною близько $2,8 \cdot 10^{15}$ Бк, які майже подвоїли кількість ^{137}Cs , що випав за рахунок глобальних випадінь в результаті ядерних вибухів ($3,1 \cdot 10^{15}$ Бк). За даними досліджень вітчизняних і міжнародних організацій, найбільші рівні забруднення вод моря спостерігалися на початку травня 1986 р. і знаходилися в широкому діапазоні 0,015–0,5 Бк/л. Але вже до осені 1986 р. динамічні процеси переміщення водних мас призвели до вирівнювання поля забруднення до 0,040–0,070 Бк/л. Через 15 років після аварії радіонуклідне забруднення моря стабілізувалися на рівні 0,020–0,035 Бк/л.

Аерозольне привнесення ^{90}Sr з атмосферними опадами і винесення його в море річковим стоком збільшили кількість накопиченого радіонукліда після ядерних випробувань приблизно на 19% і оцінено на рівні $1,76 \cdot 10^{15}$ Бк. В даний час кількість радіонуклідів в морі продовжує зменшуватися у зв'язку з їх фізичним розпадом і переходом радіоактивності в глибоководні зони.

Інтенсивному радіонуклідному забрудненню в результаті аварії піддалися водні організми. Найбільші активності спостерігали в гідробіонтах водних екосистем, розташованих в безпосередній близькості від зруйнованого реактора, а також на шляху формування основних слідів радіоактивних випадінь. Якщо у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС забруднення риби ^{137}Cs до аварії відзначали на рівні 3–40 Бк/кг, то у 1986–87 рр. активність радіонукліда зросла в десятки тисяч разів, досягаючи значень 40000–600000 Бк/кг. При цьому водойма-охолоджувач є системою з порівняно високим рівнем водообміну, завдяки якому вже в перші післяаварійні роки відбулося достатньо швидке зниження вмісту ^{137}Cs в рибі до рівня 2000–10000 Бк/кг. Проте, у зв'язку з величезною кількістю радіонуклідів, що знаходяться в

донних відкладах водойми і їхньою міграцією по трофічних ланцюгах, такий істотний рівень ^{137}Cs продовжує зберігатися в рибах до цього дня.

У травні 1986 р. загальна активність води водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС складала за одними даними $1\text{--}5\cdot 10^3$ Бк/л (І.І. Кришев, 1995), за іншими – досягала 10^5 Бк/л (С.В. Козаков та ін., 1994) і здебільшого визначалася ^{131}I та деякими іншими короткоживучими радіонуклідами. У подальші місяці радіоактивність води значно зменшилася за рахунок розпаду і депонування радіонуклідів донними відкладеннями. У червні 1986 р. сумарна активність радіонуклідів у воді складала 1500–2000 Бк/л. У липні-серпні 1986 р. в донних відкладеннях водойми-охолоджувача було депоновано близько 96–99 % загальної активності ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{106}Ru , ^{144}Ce . Основний внесок в радіоактивність води в цей період вносили ^{137}Cs і ^{134}Cs . Питома активність ^{137}Cs у воді в цей період складала 300–800 Бк/л. З кінця листопада 1986 р. і впродовж всього 1987 р. рівень сумарної питомої активності води водойми-охолоджувача стабілізувався на рівні 150–200 Бк/л. Щільність забруднення донних відкладів водойми-охолоджувача ЧАЕС на початку 1990-х років реєструвалася в діапазоні $1,3\text{--}35,3\cdot 10^{12}$ Бк/км². При цьому діапазон забруднення донних відкладень ^{90}Sr коливався від $1,48\cdot 10^{10}$ до $2,43\cdot 10^{13}$ Бк/км², а ^{137}Cs – від 0,4 до $28,4\cdot 10^{12}$ Бк/км².

Згідно з розрахунковими оцінками І.І. Кришева (1995), потужність дози γ -випромінювання від радіонуклідів, що містилися у воді водойми-охолоджувача ЧАЕС, досягала максимальних значень (2–3 мГр/добу) в перші дні після аварії. Найбільші рівні γ -випромінювання від донних відкладень в цей період складала 0,1–0,2 Гр/добу. До осені 1986 р. радіоактивне забруднення дна в основному визначалося довгоживучими радіонуклідами, і надалі зниження дози від донних відкладень відбувалося дуже повільно.

У перші дні після аварії потужність дози зовнішнього опромінювання поблизу поверхні водних рослин перевищувала 0,1 Гр/сут, що в 10^5 разів вище за природний рівень. В цілому γ -випромінювання від водяних рослин в

цей період зіставимо з дозами від донних відкладів і могло мати важливе значення у формуванні дози як безпосередньо рослин, так різних інших водних організмів і для риб-фітофілів і фітофагів. Через рік після аварії дози випромінювання від водяних рослин все ще перевищували природний рівень в тисячі разів. Найбільш високі дози внутрішнього опромінення кишечника і м'язів риб. У 1987 р. потужність дози опромінення кишечника карася і товстолобика досягала 15 мГр/добу. Помітно нижче рівні опромінення покривних тканин, що сорбували радіонукліди безпосередньо з води.

Для «мирних» видів риб (короп, карась, укля та ін.) найбільш потужні дози внутрішнього опромінення мали місце в 1986 р., досягаючи 2–3 мГр/добу, що в 1000 разів вище за доаварійний рівень. До 1988 р. відбулося помітне зниження опромінення від інкорпорованих радіонуклідів практично для всіх видів «мирних» риб. Інша тенденція мала місце для хижих риб, для яких рівень внутрішнього опромінення в 1987–88 рр. або не зменшився, або навіть зріс (для судака) в порівнянні з 1986 р., що пов'язане з вже згадуваним ефектом трофічних рівнів у накопиченні радіоцезію рибами.

Украї повільно відбуваються процеси самоочищення також в замкнених водоймах зони відчуження ЧАЕС (озерах, старицях, затонах), де високий вміст радіонуклідів зберігається в усіх компонентах водних екосистем. Радіоекологічна ситуація тут в значній мірі погіршується також посиленням процесів мобілізації ^{90}Sr в ґрунтах водозбірних територій, який переходить в розчинну форму і надходить у водойми. Це обумовлює більш інтенсивне накопичення радіонукліда гідробіонтами і істотне збільшення внутрішньої дози опромінення.

Забруднення гідробіонтів у водосховищах дніпровського каскаду після аварії на ЧАЕС відбувалося спочатку в результаті атмосферних випадінь, а потім – в результаті змиву з водозбірних територій і надходження забруднених вод з р. Прип'ять та Київського водосховища, що піддалися найбільш інтенсивному радіонуклідному забрудненню. Через 22 дні після

аварії вода з Прип'яті минула дамбу Київської ГЕС, через 5 місяців досягла дамби Кременчуцької ГЕС і майже через рік – Чорного моря.

Біоаккумуляція радіонуклідів чорнобильського походження в гідробіонтах Чорного моря була істотно нижча, ніж в прісноводних екосистемах, завдяки вищому вмісту конкуруючих іонів в солоній морській воді. Рівні накопичення радіонуклідів в молюсках склали 1–2 Бк/кг для ^{137}Cs і ^{90}Sr та $1,6\text{--}2,5\cdot 10^{-3}$ Бк/кг для $^{239, 240}\text{Pu}$. Рівні забруднення чорноморської хамси впродовж 1999–2003 рр. не перевищували в різних районах узбережжя 1–3 Бк/кг для радіоцезію і 0,1–0,7 Бк/кг для радіостронцію. Біологічні ефекти радіонуклідного забруднення гідробіонтів Чорного моря не були виявлені.

Аварія на Чорнобильській АЕС призвела до інтенсивного радіонуклідного забруднення низки озер Білорусії та Росії, а також озер Скандинавії та Західної Європи, розташованих на значній відстані від джерела аварійного викиду. Більш ніж в сорока озерах Швеції в 1986–87 рр. питома активність ^{137}Cs в рибі в середньому складала 7,4 кБк/кг і була значно вище за допустимий рівень, прийнятий в цій країні (1,5 кБк/кг). Максимальні значення питомої активності ^{137}Cs досягали 130 кБк/кг. Високі рівні забруднення риби продовжували тут спостерігатися і в 1990–94 рр. У озерах Фінляндії в 1986–87 рр. питома активність ^{137}Cs в рибі складала в середньому 1,3 кБк/кг, досягаючи 33 кБк/кг. У Німеччині в 1986–87 рр. рівні забруднення озерної риби ^{137}Cs досягали 1–9 кБк/кг.

Радіоактивне забруднення природного середовища в результаті аварії призвело також до значного збільшення радіаційного фону, накопичення радіонуклідів біотою і, відповідно, дозових навантажень на водні організми, в першу чергу, в межах зони відчуження. З перших днів після аварії і до тепер однією з головних була і залишається проблема оцінки порушень у біосистемах унаслідок інтенсивного радіонуклідного забруднення, яке в зоні відчуження згодом набуло хронічного характеру. Проте встановлення прямої залежності біологічних ефектів від дії іонізуючого випромінювання в

природних умовах пов'язане із значними труднощами. Нерівномірність розподілу радіоактивних речовин у наземних і водних екосистемах, неоднакова дія різних типів випромінювання на біосистеми різних рівнів організації, широкий спектр радіочутливості та механізмів відновлення організмів, які є відмінними за систематичним положенням, а також модифікуючий вплив різноманітних природних і антропогенних чинників – далеко не повний перелік діючих процесів і чинників, що впливають на особливості проявів радіобіологічних ефектів у живих організмів.

Протягом років, що минули після аварії, науковці різних установ і країн провели багато досліджень, спрямованих на вивчення медико-біологічних наслідків аварії. Цілком зрозуміло, що основним об'єктом таких досліджень була людина. Значно меншої уваги радіобіологи і радіоекологи приділяли представникам тваринного і рослинного світу, зокрема водним організмам, які є переважно менш радіочутливими. Гідробіонти зони відчуження, що живуть у різноманітних умовах формування дозових навантажень, як і раніше залишаються недостатньо вивченим об'єктом.

Проте існує ряд досліджень, виконаних на білому товстолобику у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС, які були узагальнені у роботі І.М. Рябова (2004). Вивчали риб, що вижили після аварії у рибницьких садках і до 1989 р. отримали дозу 7–8 Гр, а до 1993 р. – 10–11 Гр. Було зареєстровано збільшення числа риб з аномаліями відтворювальної системи, які виражалися в появі стерильних особин, зміні морфології гонад (аномальні форми, асиметрія) і деградації частини статевих клітин в кількості, що значно перевищує нормальний рівень. У водоймі-охолоджувачі також зареєстровані морфологічні відхилення в грудних плавцях молоді судака звичайного покоління 1986 р., у яких рівень так званої флюктуючої асиметрії променів майже в 30 разів був вище, ніж у риб з контрольних водойм. Було також зареєстровано підвищений рівень аберацій хромосом у клітинах молоді білого товстолобика наступних генерацій.

В.Г. Цицугіна і Г.Г. Полікарпов у серії публікацій наводять результати досліджень, що виконували протягом 10 років з 1987 р. у водоймах зони відчуження ЧАЕС. Вивчали частоту аберацій хромосом у клітках ракоподібних, риб та деяких дрібних водних безхребетних. Найбільш висока частота хромосомних аберацій відмічена у гідробіонтів в межах ближньої (10-кілометрової) зони відчуження у водоймах, де потужність поглиненої дози в періоди відбору проб складала 0,24 мГр/добу. При цьому рівень ушкоджень хромосом перевищував нормальний в 4–5 разів. Звертає на себе увагу той факт, що висока частота хромосомних аберацій в клітках гідробіонтів зони відчуження ЧАЕС зберігалася протягом усього періоду досліджень.

Дослідження цитогенетичних порушень в ембріональних клітинах прісноводного молюска ставковика звичайного у найбільш забруднених озерах зони відчуження, де потужність поглинутої дози опромінення сягала 1,2–3,4 Гр/рік, свідчать про підвищений рівень аберацій хромосом у цих молюсків порівняно з молюсками умовно «чистих» водойм. За період досліджень найбільша частота хромосомних аберацій зареєстрована для безхребетних з оз. Глибокого, у клітинах яких значення цього показника у 2001 р. сягало 27%, що більш ніж у 10 разів перевищує нормальний рівень для водних організмів. Середні значення частоти аберацій для молюсків із найбільш забруднених озер зони відчуження становили 18–23%. Ембріони молюсків у річках в межах зони відчуження характеризувалися порівняно невисоким середнім рівнем абераційних клітин, який становив відповідно 2,5 і 3,5%. Для молюсків умовно «чистих» озер цей показник становив у середньому 1,5% із максимальними значеннями близько 2,5%.

Частота аберацій хромосом у клітинах меристематичних тканин коренів вищих водяних рослин з найбільш забруднених озер зони відчуження у 2007 р. становила приблизно 7–17%. У рослинах річок Уж і Прип'ять цей

показник дорівнював у середньому 3,5–5,0%, а в умовно «чистому» оз. Голосіївському становив у середньому 1,9 %.

У водоймах із підвищеним рівнем радіонуклідного забруднення (озерах Красненської заплави р. Прип'яті) відзначається високий ступінь ураження деяких вищих водних рослин галоутворювальними членистоногими, зокрема кліщами, а також паразитичними грибами. Особливо високий відсоток ураження рослин спостерігали в озерах, що знаходяться в межах ділянки, з найбільшою щільністю радіонуклідного забруднення. Тому припускається, що ймовірною причиною масового ураження рослин може бути зниження їх паразитарної стійкості за умов хронічного радіаційного впливу.

Отже територія Чорнобильської зони відчуження залишається відкритим джерелом радіонуклідного забруднення зі складною структурою розподілу і динамікою трансформації фізико-хімічних форм, що впливають на міграцію і концентрування радіонуклідів компонентами водних екосистем. При цьому основні проблеми радіаційної безпеки зони відчуження пов'язані насамперед зі зливом радіоактивних речовин із поверхневим стоком у річкові системи, винесенням їх за межі зони відчуження й участю у формуванні якості води Дніпра та його водосховищ. Особливого значення також набули проблеми хронічного впливу різних рівнів іонізуючого випромінювання на живі організми зони відчуження, зокрема на представників водних екосистем.

Процеси автореабілітації замкнених водойм зони відчуження відбуваються вкрай повільно, внаслідок чого екосистеми більшості озер, стариць, затонів і дотепер характеризуються високим рівнем радіонуклідного забруднення. У водних організмів, які перебувають у водоймах зони відчуження, зареєстровано численні ефекти, які свідчать про ураження біологічних систем на різних рівнях організації. Подальше вивчення цих

ефектив є важливим складником комплексу заходів, пов'язаних із прогнозуванням і мінімізацією наслідків аварії на ЧАЕС для біоти.

Контрольні запитання до розділу 5:

1. Джерела і шляхи надходження природних радіонуклідів і радіонуклідів техногенного походження у водойми.
2. Поняття коефіцієнту накопичення радіонукліду у водній екосистемі.
3. Особливості розподілу радіонуклідів по основних компонентах водної екосистеми.
4. Вплив гідрологічних чинників на розподіл радіонуклідів у водних екосистемах різного типу.
5. Роль твердого стоку в розсіюванні та міграції радіонуклідів в річкових екосистемах.
6. Вплив гідрохімічних чинників на розподіл радіонуклідів між основними компонентами водної екосистеми.
7. Роль донних відкладів при розподілі радіонуклідів у водоймі.
8. Поняття ізотопних і неізотопних носіїв та їх вплив на накопичення радіонуклідів компонентами водної екосистеми.
9. Основні фізичні фактори водного середовища та їх вплив на накопичення радіонуклідів компонентами водної екосистеми.
10. Лужно-кислотні умови водного середовища як фактор впливу на накопичення радіонуклідів водними організмами.
11. Накопичення радіонуклідів різними групами водних організмів.
12. Особливості накопичення радіонуклідів рибами.
13. Формування дозових навантажень на водні організми та ефекти опромінення іонізуючою радіацією.
14. Радіоекологічні наслідки аварії на Чорнобильській АЕС для водних екосистем.

6. НАДХОДЖЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ ДО ОРГАНІЗМУ ТВАРИН І ЛЮДИНИ

6.1. Шляхи надходження радіонуклідів до гідробіонтів. 6.2. Надходження радіонуклідів до організму наземних тварин і людини. 6.3. Перерозподіл радіонуклідів в організмі теплокровних тварин. 6.4. Загальні закономірності надходження радіоактивних речовин з рослин до тварин в суходільних екосистемах. 6.5. Вплив хімічних властивостей та температури середовища на інтенсивність накопичення радіоактивних речовин. Сезонні закономірності накопичення радіоактивних речовин тваринами. 6.6. Біогенна міграція радіонуклідів та вплив життєдіяльності тварин на їх перерозподіл. 6.7. Зоогенна горизонтальна міграція.

Істотне збільшення масштабів надходження штучних радіонуклідів до навколишнього середовища поряд з існуючими їх запасами в ґрунтах, що утворилися внаслідок випробувань ядерної зброї та радіаційних аварій, створюють суттєву небезпеку радіоактивного забруднення усіх компонентів екосистем з непередбачуваними для них наслідками. Взаємодія популяцій рослин і тварин з продуктами ядерного поділу в природних умовах відбувається внаслідок швидкого включення радіоактивних речовин у біогеохімічні цикли, що існують в біосфері. Всебічний аналіз концентрації радіонуклідів, структури і динаміки угруповань живих організмів, використання біогеоценологічних методів і підходів є одним з засобів контролю за впливом іонізуючих випромінювань на живу природу.

6.1. Шляхи надходження радіонуклідів до гідробіонтів

Як відзначалося у попередньому розділі, водні рослини і тварини є важливою складовою водної екосистеми, що бере активну участь в процесах міграції, накопичення і перерозподілу радіонуклідів у гідробіоценозах. У зв'язку з невисокою питомою масою гідробіонтів у водній екосистемі порівняно із запасами донних відкладень і води у водних організмах помірних широт зазвичай концентрується близько 1% від загальної кількості радіонуклідів, що міститься у водній екосистемі. Менше 0,2% радіонуклідів міститься в сестоні, куди входять всі форми планктонних організмів, а також завислі неорганічні і органічні частинки. Так, більше половини загального вмісту ^{90}Sr в гідробіонтах на піку вегетаційного періоду (кінець червня – серпень) знаходиться у вищих водних рослинах, близько 40% – в представниках макрозобентоса (крупних донних безхребетних), близько 10% – у червононогих молюсках і менше 1% – в рибах.

У представників донної фауни 99% ^{90}Sr сконцентровано в черепашках двостулкових молюсків і червононогих молюсків. До 97% ^{137}Cs і близько 80% трансуранових елементів (ТУЕ) в біоті озер сконцентровано у вищих водяних

рослинах, яким притаманні високі коефіцієнти накопичення (K_H) цих радіонуклідів. У розподілі ТУЕ зростає роль молюсків, які також в значній мірі накопичують радіонукліди плутонію і америцію в своїх черепашках (рис. 6.1).

Розглянемо докладніше особливості накопичення радіонуклідів основними групами гідробіонтів.

Планктон. До планктону відносять в основному дрібні організми, що населяють водну товщу водойм і не здатні протистояти перенесенню водними течіями (бактерії, водорості, найпростіші, коловертки, рачки та інші дрібні тварини). Одним з механізмів накопичення гідробіонтами радіонуклідів, наявних у водній товщі, є адсорбція на поверхні тіла. Інтенсивність цього процесу прямо пропорційна величині їх питомої поверхні, і характерна перш за все для планктонних організмів, яким притаманна більша питома поверхня тіла. Зокрема, при концентрації ^{90}Sr в річковій воді близько 20 Бк/л K_H радіонукліда бактеріальними клітинами досягає $6 \cdot 10^8$. Також дуже високі показники K_H радіонуклідів для фіто- і зоопланктону – для радіонуклідів стронцію і фосфору вони сягають десятків тисяч. Висока питома активність планктону в перші хвилини перебування в забрудненій воді обумовлена саме адсорбцією радіонуклідів, а подальше накопичення є наслідком обмінних процесів.

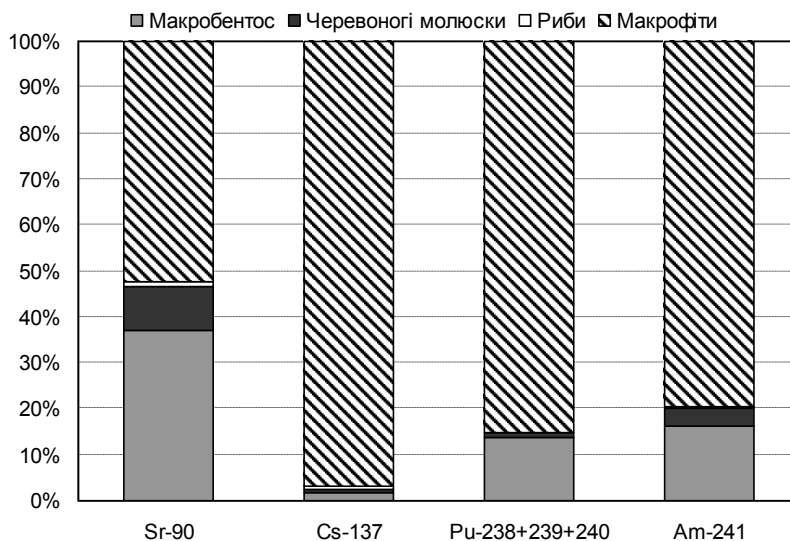


Рис. 6.1. Розподіл радіонуклідів по основних групах гідробіонтів оз. Глибокого в 1998 р. (Д.І. Гудков та ін., 2006).

У річках забруднені радіонуклідами планктонні організми переміщуються з водними масами вниз за течією, беручи участь, таким чином, в міграції радіоактивних речовин на значні відстані. Зрештою, частина планктону поїдається іншими гідробіонтами, але основна його частина відмирає і опускається на дно. Радіонукліди, що вивільняються надалі при розкладанні тканин, залежно від своєї природи і фізико-хімічного стану, переходять або

назад у воду, або у тверду фазу, збагачуючи донні відкладення. В цілому в річкових екосистемах планктон помітно не впливає на концентрацію радіоактивних речовин у воді.

Деяка інша ситуація в слабопроточних або непроточних водоймах, де умови розвитку цих форм гідробіонтів найбільш сприятливі. До таких умов відносяться поєднання оптимальної температури води, сприятлива інсоляція і наявність достатньої кількості поживних речовин. Це сприяє масовому розвитку фітопланктону, переважно синьо-зелених водоростей, у вигляді так званого "цвітіння" водойм – широко поширеного явища в слабопроточних водоймах середніх широт. У разі забруднення такої водойми довгоживучими радіонуклідами значна їх частина в період "цвітіння" може бути сорбована масою фітопланктону. Надалі при його відмиранні й осадженні на дно вода протягом деякого часу буде мати нижчі концентрації радіонуклідів ніж до початку "цвітіння". Таким чином, за певних умов планктон може сприяти навіть частковому очищенню водної товщі від радіонуклідів і переходу їх в донні відкладення. Проте, в кліматичних умовах середньої смуги європейського континенту цей процес може протікати досить ефективно лише протягом короткого періоду – другої половини літа. У інші сезони року через обмежену кількість планктону він помітно не впливає на поведінку радіоактивних речовин у водоймищі.

Вищі водні рослини (макрофіти) та водорості відносяться до автотрофних гідробіонтів і є одним з домінуючих за біомасою компонентів прісноводних екосистем. Їм притаманний високий продукційний потенціал і здатність активно накопичувати різні речовини, в тому числі і радіонукліди. Завдяки цій здатності рослинні угруповання відіграють важливу роль в процесах самоочищення водних екосистем. При змиві радіонуклідів з території водозбору водні фітоценози здатні виконувати функцію природного біофільтру – накопичуючи і осаджуючи із зависями і, таким чином, на деякий час виводячи радіонукліди з біотичного круговороту водної екосистеми і перешкоджаючи подальшому їх розповсюдженню.

Інтенсивність накопичення радіонуклідів макрофітами визначається як хімічною природою радіонукліда, так і видовою специфікою водних рослин (табл. 6.1). Найінтенсивніше накопичуються ^{32}P , ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{91}Y , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{144}Ce , ^{147}Pm , ^{203}Hg ($K_{\text{H}} \geq 1000-10000$); у меншій мірі – ^{35}S , ^{45}Ca , ^{51}Cr , ^{71}Ge , ^{86}Rb , ^{90}Sr , ^{115}Cd , ^{137}Cs (K_{H} не перевищують декількох сотень).

6.1. Значення коефіцієнтів накопичення штучних радіонуклідів водними рослинами в лабораторних умовах (О.О. Тимофеева-Ресовська, 1963)

Радіонуклід	Одноклітинні водорості	Нитчасті водорості	Харові водорості	Водні мохи	Вищі водні рослини
^{32}P	2854	38016	—*	—	6500
^{35}S	217	1244	53	200	135

⁴⁵ Ca	768	483	338	285	320
⁵⁹ Fe	22000	19416	42918	–	5140
⁶⁰ Co	3273	40111	6480	10350	6260
⁶⁵ Zn	23371	10324	2565	19000	7560
⁸⁶ Ru	525	2616	170	2875	1080
⁹⁰ Sr	368	653	1208	475	435
⁹¹ Y	41138	41866	4677	20425	5440
⁹⁵ Zr	9445	26851	10535	8560	3990
⁹⁵ Nb	–	9445	8868	20500	6000
¹⁰⁶ Ru	16615	7691	2475	2875	1370
¹¹⁵ Cd	9774	9186	–	–	1420
¹³⁷ Cs	448	1276	386	868	450
¹⁴⁴ Ce	42073	25239	10850	9725	5690
¹⁴⁷ Pm	32328	35825	–	–	4270
²⁰³ Hg	48925	68444	–	–	6010

* – визначення не проводили

Водорості концентрують велику частку радіонуклідів значно інтенсивніше, ніж вищі водні рослини. При цьому нитчасті водорості характеризуються в середньому вищими K_H , ніж одноклітинні.

В межах кожної систематичної групи рослин є окремі види з дуже високими K_H (табл. 6.2). Такі види отримали назву "специфічних накопичувачів". Серед водоростей існує значне число видів з особливо високими K_H . Такі організми можуть бути використані як біологічні індикатори при проведенні радіоекологічних досліджень і оцінці рівнів радіоактивного забруднення водного середовища. За числом видів-біоіндикаторів особливо виділяються одноклітинні, нитчасті та харові водорості. Харові водорості відрізняються високими K_H ⁹⁰Sr, і тому всі види харових можна віднести до біоіндикаторів цього радіонукліда.

6.2. Середні значення коефіцієнтів накопичення радіонуклідів вищими водними рослинами водойм зони відчуження ЧАЕС за 1997–2005 рр. (Д.І. Гудков та ін., 2008)

Вид	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	Вид	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Куга озерна	131	17	Рдесник плаваючий	349	48
Сальвінія плаваюча	146	23	Водоперіця колосиста	360	55
Різуха морська	161	68	Лепешняк великий	361	33
Стрілолист стрілолистий	180	45	Глечики жовті	366	40
Спіродела	207	53	Різак водяний	405	64
багатокоренева	209	40	алоевидний	409	49
Жабурник звичайний	212	51	Кушир занурений	428	77
Рогіз вузьколистий	225	89	Водяній горіх	442	57
Рдесник блискучий	229	81	Сусак зонтичний	452	31
Рдесник	232	38	Пухирник малий	681	82
пронизанолистий	252	30	Очерет звичайний	744	50
Їжача голівка зринувша	252	32	Гірчак земноводний	1306	21
Їжача голівка пряма	334	81	Ситник мілководний	1616	50
Латаття сніжно-біле			Осока		
Рогіз широколистий					

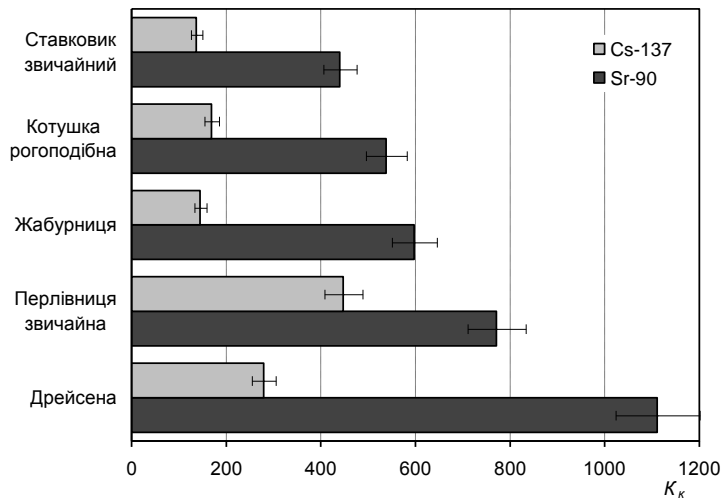
Молюски. Завдяки здатності інтенсивно накопичувати радіонукліди і високій біомасі, що доходить в деяких випадках до 50 кг/м² і становить 90–95% загальної маси зообентосу, молюскам належить важлива роль в процесах перерозподілу та акумуляції радіонуклідів у прісноводних водоймах. Більшість дрібних і молодь крупних молюсків входять як постійний компонент до раціону багатьох видів риб, зокрема, тих що мають важливе промислове значення, охоче поїдаються водоплавними птахами та іншими водними тваринами. Основним шляхом надходження радіоактивних речовин до організму молюска є аліментарний. У шлунково-кишковому тракті відбувається перетворення радіоактивних ізотопів в розчинну форму, усмоктування їх у гемолімфу, перерозподіл в організмі і подальша концентрація в органах і тканинах. Інтенсивність і величина поглинання радіонуклідів в кишковому тракті залежить від фізико-хімічних властивостей радіонуклідів і їх сполук.

Для молюсків, як і для інших груп тварин, характерний рівномірний тип розподілу ¹³⁷Cs, а для радіонуклідів стронцію, радію, плутонію і америцію – остеотропний, внаслідок чого основна кількість випромінювачів концентрується в черепашці молюсків, заміщаючи собою кальцій. Величини K_H для ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs різними органами прісноводних молюсків утворюють наступні ряди: ⁹⁰Sr – зябра < мантия < вісцеральна маса < нога < черепашка; ¹³⁷Cs – черепашка < вісцеральна маса < зябра < мантия < нога.

На прикладі водойм зони відчуження Чорнобильської АЕС показано, що максимальними K_H як ⁹⁰Sr, так і ¹³⁷Cs, характеризуються двостулкові молюски-фільтратори – дрейсена ($K_H > 1100$) і перлівниця ($K_H > 500$).

Відмінності в інтенсивності накопичення радіонуклідів цими видами (рис. 6.2) в першу чергу пов'язані зі співвідношенням маси раковини і тіла до загальної маси молюска. Як правило, види що мають масивнішу черепашку і порівняно невисоку питому масу м'яких тканин відповідно характеризуються високими K_H ^{90}Sr і низькими K_H ^{137}Cs і навпаки. Значно менші K_H радіонуклідів притаманні черевонігим молюскам – ставковикам, катушкам, жабурниці та деяким іншим. Основними об'єктами живлення цих безхребетних є рослинні організми та їх залишки, що характеризуються високими K_H , проте процес концентрації радіонуклідів відбувається не так ефективно як у видів-фільтраторів.

Риби. Особливий інтерес при вивченні розподілу радіонуклідів в компонентах водних екосистем і їх концентрування живими організмами представляють риби, що займають в гідробіоценозах верхні трофічні рівні, характеризуються порівняно низькою радіостійкістю і входять до раціону харчування людини.



6.2. Концентрування ^{90}Sr і ^{137}Cs прісноводними молюсками зони відчуження Чорнобильської АЕС: на шкалі коефіцієнт концентрування – K_K (Д.І. Гудков та ін., 2006)

За характером накопичення в організмі риби елементи можна умовно розділити на ті, що рівномірно розподіляються, остеотропні (що накопичуються в кістковій тканині) і що локально концентруються в окремих органах і тканинах. За даними І.А. Шеханової (1983) до групи елементів, що відносно рівномірно розподіляються в організмі риби, відносяться натрій, калій, фосфор, вуглець, ітрій, цезій; до групи остеотропних – кальцій, магній, стронцій, барій; до групи тих, що розподіляються локально – йод, залізо, миш'як, сурма, мідь, срібло, золото, марганець. Понад 80% ^{45}Ca і ^{90}Sr може концентруватися в лусці та кістковій тканині. Вміст кальцію і стронцію в сім'яниках в 2–10 разів більше, ніж в яєчниках; у м'язах концентрація стронцію і кальцію не перевищує 3% загальної його кількості в організмі, при цьому температура і солоність води не впливають на характер розподілу

стронцію і кальцію в організмі риб. Основна частина ^{32}P концентрується в зябрових пелюстках, слизовій оболонці рота, кишечнику, шкірі – органах і тканинах, в яких відбувається його засвоєння. У яєчниках фосфору міститься більше, ніж в сім'яниках. У плазмі і формених елементах крові фосфор розподілений рівномірно, як і у внутрішніх органах. Багато фосфору накопичується в лусці. Розподіл ^{90}Y в опорних тканинах схожий з розподілом ^{90}Sr . Значна кількість ^{90}Y міститься у внутрішніх органах і м'яких тканинах, досить інтенсивно цей радіонуклід накопичується в печінці. У м'язах концентрація ^{90}Y значно перевищує концентрацію ^{90}Sr .

Відносно рівномірно розподіляється у внутрішніх органах і м'яких тканинах ^{137}Cs ; у м'язах його міститься 30–50%, осьовому скелеті – близько 10% загальної кількості накопиченого рибами цезію. ^{51}Cr в основному локалізується у внутрішніх органах, переважно в тканинах кишечника і зябрах. Практично повністю відсутній або міститься в невеликих кількостях в кістковій тканині ^{65}Zn , який в основному концентрується у внутрішніх органах – кишечнику, печінці, нирках, селезінці. Багато цинку накопичується в гонадах, причому в сім'яниках більше, ніж в яєчниках.

В осьовому скелеті накопичується до 3% всього ^{59}Fe , що міститься в організмі риб, в м'язах – 5%; багато заліза знаходиться в зябрових пелюстках, багатих на кровеносні судини. ^{60}Co в першу добу розподіляється по всіх органах і тканинах, через певний час він концентрується переважно в печінці та нирках. До 85% ^{54}Mn міститься в кістковій тканині. ^{106}Ru і ^{144}Ce в початковий період надходження у водойми реєструються в основному (до 70–80%) в тканинах, що контактують із зовнішнім середовищем. Через 1–1,5 місяці після надходження в організм близько 10% цих радіонуклідів виявляється в кістковій тканині. Переважним місцем локалізації ізоотопів йоду є щитоподібна залоза.

Після переходу риб з радіоактивного середовища в чисте відбувається поступове виведення радіонуклідів з організму. При цьому основна їх кількість виводиться з сечею й екскрементами, а також через поверхневі тканини. Процес виведення радіонуклідів протікає в дві фази: перша фаза характеризується швидким (протягом 10–20 діб) темпом зниження концентрації ряду елементів в окремих органах і тканинах, друга – повільним виведенням кількості радіонуклідів, що залишилася. Кількість радіонуклідів, що виділяються рибами в першу і другу фази, визначається співвідношенням обмінної і необмінної фракції в тому або іншому органі і тканині. Так, ефективний період піввиведення з організму риб ^{54}Mn складає 153 діб, ^{65}Zn – 295 діб, ^{90}Sr – більше 350 діб.

Як будь-який інший фізіологічний процес, інтенсивність виведення рибами штучних радіонуклідів залежить від температури навколишнього середовища, солоності і концентрації елементів аналогів. Спостерігається чітко виражена залежність інтенсивності виділення радіонуклідів від рівня загального обміну і фізіологічного стану риб. Проте в усіх випадках

виведення штучних радіонуклідів протікає значно повільніше, ніж їх засвоєння. Відповідно, тривалий час після переходу в чисте середовище риба опромінюється за рахунок інкорпорованих радіонуклідів. Значна кількість радіонуклідів виводиться разом із статевими продуктами в період нересту.

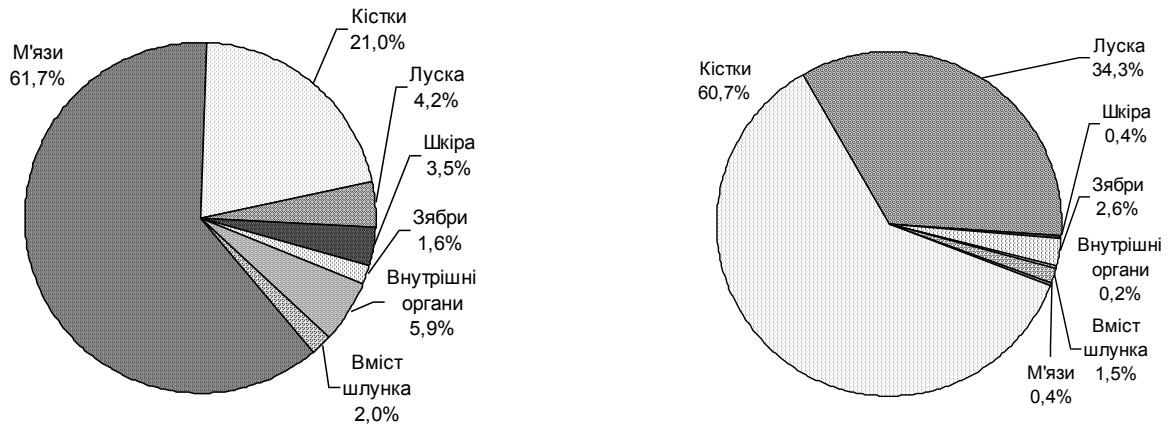
До основних чинників, що визначають закономірності накопичення і міграції радіонуклідів в іхтіоценозі, відносяться в першу чергу інтенсивність сорбції через зовнішні покриви і асиміляція з кормом і водою, які в свою чергу залежать від фізико-хімічного стану нуклідів і їх трансформації при переміщенні по харчовому ланцюгу, вибірковим накопиченням радіонукліда різними органами і тканинами, фізіологічними особливостями організмів при накопиченні радіонуклідів і їх хімічних аналогів. До радіонуклідів, які сорбуються на поверхні тіла риб, відносяться, наприклад, ^{106}Ru , ^{144}Ce та ін., при цьому, чим більша *питома поверхня* тварини, тим вище K_n радіонукліда. Для радіонуклідів, які накопичуються в рибах як асиміляційним, так і адсорбційним шляхом (^{54}Mg , ^{65}Zn), також простежується певна тенденція залежності накопичення від питомої поверхні тіла організмів. Радіонукліди, які при асиміляції переходять в нерозчинний стан і накопичуються в кісткових тканинах (^{90}Sr , ^{238}U , ізотопи плутонію і америцію), засвоюються погано, що утрудняє їх рух по харчових ланцюгах.

Для риб одного виду відмічений позитивний "*розмірний ефект*" у накопиченні ^{137}Cs – у м'язах крупних особин, в порівнянні з екземплярами менших розмірів, вміст радіонукліда більший. Це пояснюється, в першу чергу, інтенсивністю метаболізму і повільнішим процесом виведення радіонукліда у риб старшого віку. Для ^{90}Sr "*розмірний ефект*" не виявлений.

Серед найбільш важливих закономірностей концентрування радіонуклідів в організмі риб є "*ефект трофічних рівнів*" – здатність риб накопичувати радіонукліди залежно від трофічного рівня виду в іхтіоценозі. Так, хижі види риб (консументи 3-го порядку) накопичують ^{137}Cs в значно більших кількостях, ніж "мирні" види, які живляться рослинністю, детритом, фіто-, зоопланктоном або характеризуються змішаним типом живлення. В той же час, концентрація ^{90}Sr з підвищенням трофічного рівня навпаки – знижується. Така закономірність пов'язана з тим, що ^{137}Cs достатньо рівномірно розподіляється в тканинах гідробіонтів. У риб основна кількість ^{137}Cs міститься в м'язах (рис. 6.3, а), і тому цей радіонуклід добре засвоюється і накопичується в організмі консументів вищого трофічного рівня. Концентрування ж ^{90}Sr відбувається переважно в тканинах, що погано перетравлюються і багаті на кальцій (кістках, лусці) (рис. 6.3, б) і тому його вміст з підвищенням трофічного рівня в іхтіоценозі знижується, а загальне накопичення відбувається з набагато меншою інтенсивністю.

На рис. 6.4 наведені діапазони вмісту ^{137}Cs в представниках іхтіоценозу водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС за період 1997–2004 рр. Діаграма добре ілюструє ефект трофічних рівнів в накопиченні радіонукліда хижими і "мирними" видами риб.

Важливо відзначити, що в перші місяці після аварії на Чорнобильській АЕС найбільші значення вмісту ^{137}Cs спостерігали не у хижих, а у "мирних" видів. Така особливість була вперше зареєстрована в рибі водойми-охолоджувача АЕС і Київського водосховища і пояснюється тим, що радіонукліди, що випадали на поверхню водойм, спочатку акумулювалися фіто- і



зоопланктоном, який потім поїдався "мирними" рибами.

а

б

Рис. 6.3. Вміст ^{137}Cs (а) і ^{90}Sr (б) в органах і тканинах карася звичайного з оз. Азбучин в Чорнобильській зоні відчуження (Д.І. Гудков та ін., 2008).

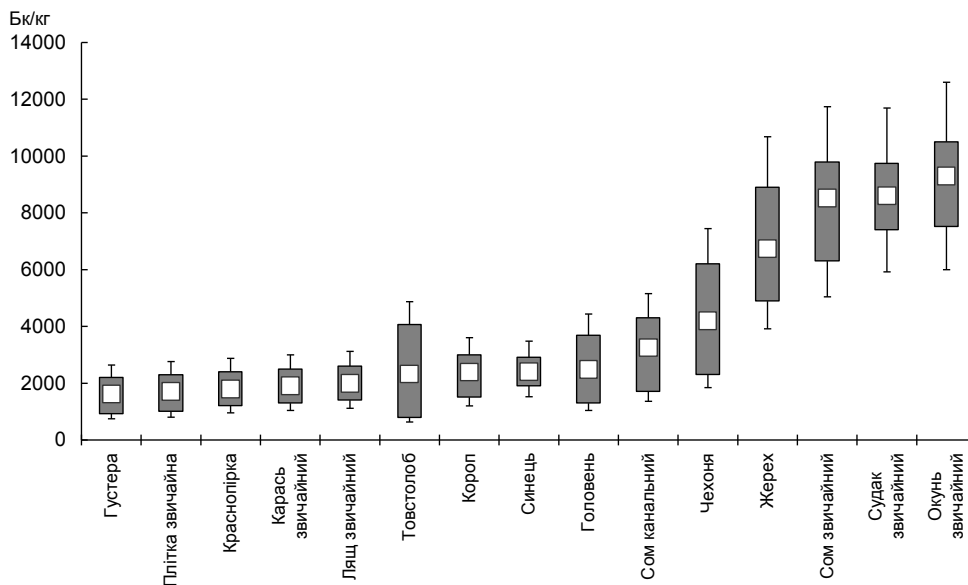


Рис. 6.4. Діапазони і середні значення питомої активності ^{137}Cs у риб водойми-охолоджувача ЧАЕС в період 1997–2004 рр. (Д.І. Гудков та ін., 2008).

Таким чином, планктонофаги (види, що харчуються планктоном) перші серед риб піддаються радіонуклідному забрудненню і представляють

найбільшу радіологічну небезпеку для людини при використанні в їжу. Рівні забруднення хижих видів риб радіонуклідами цезію в початковий період надходження радіонуклідів істотно нижчі, а ефект "трофічного рівня" виразно виявляється лише через певний період після аварії.

6.2. Шляхи надходження радіонуклідів до організму наземних тварин і людини

Як уже згадувалось в попередніх главах, першою ланкою на шляху надходження радіонуклідів до організму тварин і людини є аеральне і кореневе забруднення рослинності. Якщо аеральний шлях забруднення рослинності актуальний лише на перших етапах надходження радіоактивних речовин до навколишнього середовища, то кореневий є основним джерелом надходження і біогенної міграції радіонуклідів.

Різні види трав'янистої і деревної рослинності характеризуються різним накопиченням ^{90}Sr і ^{137}Cs . Відомі понад десятикратні відмінності в концентрації радіонуклідів рослинами, що відносяться до різних систематичних груп та різних екологічних угруповань, а винос радіонуклідів до рослинності пов'язаний з типом ґрунтів, видом і віком рослинності.

Наступною після рослинності ланкою біогеохімічного кругообігу речовини і енергії в природних і напівприродних екосистемах є тварини. Для тварин наземних екосистем визначальними є три шляхи надходження радіоактивних речовин:

- інгаляційний шлях надходження (через дихальну систему),
 - пероральний, або аліментарний, шлях надходження (через шлунково-кишковий тракт),
- перкутантний шлях надходження (через зовнішні покриви тіла).

Надходження кожним з наведених шляхів характеризується певними закономірностями.

Інгаляційний шлях надходження. Ступінь проникнення радіоактивних аерозолів і затримка їх в дихальних шляхах залежать від агрегатного стану аерозолу, заряду та розмірів твердих частинок. Найшвидше усмоктуються з поверхні легень до крові газоподібні радіоактивні речовини.

Тверді частинки розміром менше 0,5 мкм легко проникають до легень хребетних тварин і людини і так само легко виносяться з них майже не затримуючись. Частинки розміром від 0,5 до 1 мкм затримуються в легенях на 90%, а розміром до 5 мкм – на 20%. Більші частинки затримуються у верхніх дихальних шляхах, відхаркуються і надходять зі слизом до шлунково-кишкового тракту.

Радіоактивні частинки, що затримались в легенях, відносно швидко надходять до крові, проте певна їх кількість депонується в легеневої тканині створюючи локальні осередки опромінення.

Відповідно до легеневої моделі Міжнародного комітету радіаційного захисту (МКРЗ) 1984 р. відкладання інгаляційних частинок сепарується в різних легеневих ділянках: *назофарингальній, трахеобронхіальній, альвеолярній* або *пульмональній*. Частинки, що депонуються в назофарингальній та трахеобронхіальній областях швидко видаляються з дихальної системи і заковтуються, а частинки, депоновані в альвеолярній або пульмональній ділянці, можуть бути фагоцитовані макроцитами і видаляються значно повільніше. Вони також можуть проникати крізь альвеолярний епітелій та потрапляти до лімфатичних судин і вузлів.

Наведені закономірності характерні для хребетних тварин і людини з їх активним типом дихання. Для безхребетних тварин характерним є пасивний тип дихання – надходження повітря через систему трахей і трахеол, що пронизують практично все тіло тварини, за рахунок атмосферного тиску та рухів тварини. Тому інгаляційне надходження радіоактивних речовин з атмосферним повітрям до організму суходілних безхребетних не має істотного значення.

Аліментарний шлях надходження. Цей шлях є найбільш важливим внаслідок інтенсивних процесів переходу радіоактивних речовин з ґрунту до рослин кореневим шляхом та живлення тварин цією рослинністю.

Характер усмоктування радіоактивних речовин у шлунково-кишковому тракті (ШКТ) тварин визначається численними факторами і залежить від маси корму, фізико-хімічних властивостей радіонуклідів, виду і віку тварини, фізіологічного стану організму тощо.

Принципово усмоктування поділяють на активне і пасивне. За активного усмоктування радіонукліди вибірково проникають крізь клітинну мембрану як і звичайні елементи. За пасивного – внаслідок дифузії крізь мембрани. Таким чином, найважливішою системою активного усмоктування при аліментарному шляху надходження є ШКТ. За інгаляційного надходження такою системою є дихальна (для хребетних тварин і людини).

У тварин з однокамерним шлунком швидкість резорбції радіонуклідів вища ніж у жуйних з їх багатоканальним шлунком. Галогени, лужні та лужноземельні елементи усмоктуються в максимальних кількостях (від 5 до 100%), а важкі та рідкісноземельні – дуже слабо (від 0,001 до 2,3%) за рахунок утворення в ШКТ нерозчинних сполук з фосфатами та жирними кислотами (табл. 6.3). Те ж саме стосується і трансуранових елементів.

Більшість радіонуклідів найінтенсивніше усмоктуються в середніх відділах кишечника, а в мінімальній кількості – у шлунку.

Загальновідомо, що рівень метаболізму теплокровних тварин відповідає оберненій залежності від маси тварини – чим менша маса тіла тим вищий рівень метаболізму. Внаслідок цього усмоктування радіонуклідів у

тварин зі значною масою тіла відбувається значно повільніше ніж у дрібних. У молодих зростаючих тварин процеси усмоктування інтенсивніші ніж у дорослих і старих у декілька разів в залежності від виду тварини.

6.3. Величина усмоктування деяких хімічних елементів в ШКТ (О.Д. Белов, 1999)

Елемент	Усмоктування, %	Елемент	Усмоктування, %
Натрій	100	Полоній	6
Рубідій	100	Барій	15
Цезій	100	Рутеній	3
Йод	100	Уран	3–6
Стронцій	9–60	Ітрій	0.01
Кобальт	30	Цирконій	0.01
Магній	10	Лантан	0.01
Цинк	10	Церій	0.01
Свинець	8	Плутоній	0.01

Перкутантний шлях надходження. Шкіра є бар'єром і одночасно шляхом проникнення радіонуклідів із зовнішнього середовища до організму тварин і людини, а також одним з шляхів їх екскреції з організму.

Радіоактивні речовини більш-менш міцно фіксуються на поверхні шкіри, потрапляючи у невеликі борозенки і пори. Крізь виходи волосяних фолікулів, протоки потових і сальних залоз, або безпосередньо крізь епідермальний бар'єр вони можуть проникати до дерми і по кровоносним і лімфатичним судинам до внутрішнього середовища організму. Пошкодження шкіри (рани, опіки, травми) може призвести до прискороного транспорту розчинних радіоактивних речовин всередину тіла.

Радіонукліди, депоновані на поверхні шкіри, безпосередньо впливають на її стан, а також на регіональні лімфатичні вузли шляхом їх опромінення. Зокрема, ^{137}Cs , нанесений на шкіру у формі водних розчинів хлористих солей, дуже швидко усмоктується крізь шкіру – вже за декілька хвилин після нанесення він виявляється в крові і сечі піддослідних тварин.

Слід зазначити, що цей шлях надходження радіонуклідів є вагомим лише під час інтенсивного випадання радіоактивних аерозолів з атмосфери, в той час як інгаляційний має певне значення і нині за рахунок вітрового підйому пилу з поверхні забрудненого ґрунту, а для окремих видів тварин і худоби під час годівлі сіном та деякими іншими видами кормів. Таким чином, основним шляхом надходження радіоактивних речовин до організму тварин є *аліментарний* – до 95% поглиненої дози формується саме за рахунок цього надходження.

Про видові особливості накопичення наземними тваринами радіоактивних речовин свідчать дані щодо різної концентрації ^{90}Sr в скелеті

дрібних ссавців безпосередньо після випробувань ядерної зброї у штаті Невада (США). Так, каліфорнійські зайці за 9 днів після випробувань містили в скелеті у тричі більше радіоактивних ізотопів стронцію, ніж кенгурові щури. Близькі види мишоподібних гризунів і комахоїдних, що мешкають на одній території, проте живляться різним кормом, значно відрізняються за ступенем акумуляції ^{90}Sr та ^{137}Cs (табл. 6.4).

6.4. Концентрація $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ (МБк/г кістки) та ^{137}Cs (кБк/кг маси тіла) у дрібних ссавців на забрудненій радіонуклідами ділянці (за В.Є. Соколов, А.І. Ільєнко, 1969; А.І. Ільєнко, Т.П. Крапивко, 1989)

Вид гризунів	Щільність забруднення ділянки ^{90}Sr , МБк/м ²			Щільність забруднення ділянки ^{137}Cs , кБк/м ²		
	118.4	44.4	14.8	288.6	196.1	162.8
Червона нориця (<i>Clethrionomys rutilus</i>)	14.8	1.48	0.11	0.81	-*	0.74
Миша лісова (<i>Apodemus sylvaticus</i>)	1.11	0.74	0.74	0.26	0.33	0.15
Миша польова (<i>Apodemus agrarius</i>)	0.74	1.48	0.74	-*	0.41	-*

* - визначення не проводились

Такі ж відмінності в концентрації ^{137}Cs м'язовій тканині були встановлені для крупних диких тварин, що постійно мешкають в зоні відчуження Чорнобильської АЕС (табл. 6.5). Такі відмінності пов'язані, скоріш за все, відмінностями в складі кормів тварин та особливостями метаболізму різних видів ссавців.

6.5. Концентрація ^{137}Cs в м'язовій тканині різних видів тварин-фітофагів за щільності забруднення ділянки ^{137}Cs 250 кБк/м² (В.А. Гайченко, 1996)

Вид ссавців	Концентрація ^{137}Cs , кБк/кг сирової маси
Сірий заєць (<i>Lepus europaeus</i>)	1.78 ± 0.12
Козуля європейська (<i>Capreolus capreolus</i>)	24.8 ± 1.02
Лось (<i>Alces alces</i>)	2.18 ± 0.25
Дикий кабан (<i>Sus scrofa</i>)	0.37 ± 0.07

6.3. Перерозподіл радіонуклідів в організмі теплокровних тварин

В організмі диких і свійських тварин, як і людини, наявні всі відомі хімічні елементи, при цьому співвідношення одних хімічних елементів такі як і в Земній корі, інших – як у морській воді; цілий ряд хімічних елементів знаходиться у співвідношенні, характерному для складу повітря. Все це свідчить про найтісніший зв'язок живої і неживої природи.

Надходячи до організму, хімічні елементи відіграють визначальну роль в процесах метаболізму. Особливістю поведінки хімічних елементів в організмі є досить сталий їх розподіл по системах, органах і тканинах. Дослідження з вивчення хімічного складу органів і тканин, проведені на експериментальних тваринах, дозволили систематизувати особливості концентрації хімічних елементів, у т. ч. і радіоактивних, за типом розподілу. В основу такої систематизації покладений принцип максимального (або переважного) вмісту радіонукліду в органі або тканині. Розподіл вважається *рівномірним у випадку, коли більше половини виявленого в організмі радіонукліду розподілено рівномірно*. Розподіл вважається *скелетним, якщо більше половини радіонукліду вміщено в скелеті* і т.п. Ґрунтуючись на такому підході, із застереженням щодо того, що цей розподіл характерний лише для тієї частини радіонуклідів, що надходить з кров'ю – аліментарним шляхом, російський радіобіолог Ю.І. Москальов запропонував виділяти п'ять основних типів розподілу радіоактивних ізотопів в організмі ссавців згідно з відомим розподілом хімічних елементів (табл. 6.6).

6.6. Розподіл хімічних елементів, включаючи радіоактивні, як і радіоактивні ізотопи, в організмі тварин (Ю.І. Москальов, 1989)

Тип розподілу	Елементи
Рівномірний	Елементи першої основної групи періодичної системи Д.І. Менделєєва: H, Li, Na, K, Rb, Cs, Fr, Au, Zn, Cl, Br, Fe, Co
Скелетний	Лужноземельні елементи: Be, Mg, Ca, Sr, Ba, Ra, Zr, Ta, Sc, Sn, Y, U, Pu
Ретикуло-ендотеліальний	Ag, Cd, La, Ce, Pr, Nd, Pm, Cu, Pu, Th, Mn
Нирковий	Bi, As, Sb, U, Se, Ge, Tl, Pt
Тиреотропний	I, Re, Te, Tc, At

Загалом, розподіл елементів певної групи періодичної системи Д.І. Менделєєва практично подібний. Так, елементи першої основної групи (Li, Na, K, Rb, Cs) відносно рівномірно розподіляються по органах і тканинах, а видаляються переважно з сечею.

Елементи другої основної групи (Ca, Sr, Ba, Ra) вибірково розподіляються в скелеті, виділяються переважно з каловими масами.

Елементи третьої основної та четвертої побічної груп (лантаноїди, актиноїди, трансурани) відкладаються переважно в печінці і виводяться також з каловими масами.

Деякий інший тип розподілу радіонуклідів у випадку надходження аеральним (інгаляційним) шляхом. В цьому випадку вміст і концентрація максимальні в легенях – елементи III групи періодичної системи Д.І. Менделєєва видаляються з легень досить повільно, а усмоктовуючись затримуються в лімфатичних вузлах легень.

Типи розподілу радіоактивних речовин в організмі ссавців усіх видів однакові і мало змінюються з віком. У вагітних самок радіонукліди легко долають плацентарний бар'єр і відкладаються в органах і тканинах плоду за загальною закономірністю.

Разом з тим, у зростаючого молодняка спостерігаються відмінності розподілу окремих радіоактивних речовин по частинах органу (тканини). Наприклад, у молодняка великої рогатої худоби ^{90}Sr спочатку відкладається в губчастій кістковій тканині, а лише згодом – у компактній.

Для оцінки швидкості накопичення радіоактивних речовин в цілому організмі або в окремих органах (тканинах) в радіобіології і радіоекології використовується поняття *кратність накопичення (F)* – відношення отриманої активності радіонуклідів в органах і тканинах до їх добового надходження до організму.

$$F = C \cdot m/g,$$

де C – питома активність радіонукліду в органах і тканинах, Бк/кг; m – маса органу або тканини, кг; g – активність радіонукліду, який щодобово надходить до організму, Бк.

Найбільшу небезпеку становлять радіоактивні ізотопи з високою кратністю накопичення – ізотопи йоду стронцію, цезію (^{131}I , ^{90}Sr , ^{137}Cs).

6.4. Загальні закономірності надходження радіоактивних ізоотопів з рослин до тварин в суходільних екосистемах

Як йшлося в попередніх розділах, для водних екосистем характерні свої особливі закономірності перерозподілу радіонуклідів з надзвичайно високими K_H по відношенню до середовища існування – води. Суходільні екосистеми також мають свої особливості розподілу і перерозподілу радіонуклідів, пов'язані, в першу чергу, зі складністю ландшафтів та складних зв'язків в процесі життєдіяльності біоти.

Основна кількість радіоактивних випадань осідає з атмосфери безпосередньо на ґрунт і не має змоги швидко потрапляти до основних трофічних ланцюгів в екосистемі. В подальшому за рахунок міграції по ґрунтовому профілю і наступного поглинання їх кореневою системою рослин вони інтенсивно включаються до первинних ланок трофічних ланцюгів.

Лише для лісових екосистем характерним є вертикальний розподіл випадань, який залежить від проективного покриву лісового масиву, видового складу деревної, чагарникової та чагарничкової рослинності, а також від потужності лісової підстилки. За цих умов формується неоднорідний розподіл первинних радіоактивних випадань в різних ярусах – лісовій підстилці, трав'янистому і чагарничковому ярусах, чагарниках, стовбурах і кронах дерев. Ця неоднорідність співпадає з неоднорідним кількісним розподілом радіонуклідів в тваринах, популяції яких мешкають, або живляться в різних лісових ярусах (табл. 6.7).

6.7. Вертикальний розподіл ^{137}Cs і ^{90}Sr в ярусах лісової екосистеми та концентрація цих радіонуклідів в тілі тварин, що живляться в цих ярусах (А.І. Ільєнко, Т.П. Крапивко, 1989)

Ярус лісу	^{137}Cs , %	^{90}Sr , %	Тварини	^{137}Cs , відн. од.	^{90}Sr , відн. од.
Крона дерев	0.5	8.5	Вивільга звичайна Великий строкатий дятел Тетерів звичайний	1.0 0.33 6.1	1.0 0.07 20.0
Стовбур: кора	1.0	5.9	Білка звичайна	2.4	0.06
деревина	0.1	0.8	Великий строкатий дятел	-	30.03
Трав'яний покрив	2.3	-	Гризуни	27.2	81.0
Підстилка	96.1	84.4	Комахоїдні	42.2	14.8

Наведені дані свідчать про непересічне значення рослинності в житті тварин. Більшість тварин живляться рослинами, або вони складають основну частину їх раціону. В процесі еволюції живлення багатьох тварин сягнуло високої спеціалізації. Існують тварини-монофаги, головним чином серед комах, які живляться лише певними видами рослин, інші споживають лише певні частини окремих видів рослин. Проте, більша частина тварин-фітофагів, насамперед хребетних тварин, є поліфагами з характерною для них сезонною мінливістю складу кормів. Саме це визначає особливості концентрування радіонуклідів тваринами – в залежності від переважання в раціоні певного виду рослин в тілі тварин спостерігається різна їх концентрація. Експериментально ця теза була підтверджена при вивченні впливу наслідків згаданої ядерної аварії на Південному Уралі у 1957 р. на тваринний світ на прикладі надходження ^{90}Sr до рослин і облигатного фітофага – темної нориці. Встановлено, що вища концентрація радіонукліду спостерігається в скелеті тварин, що живилися рослинами зі значною концентрацією ^{90}Sr .

Мінливість вмісту радіоактивних речовин в популяції тварини-фітофага визначається як вмістом цих речовин в кормі, так і перевагами в живленні найбільш привабливими видами рослин (табл. 6.8).

6.8. Поїдання в природних умовах рослин темними норицями (за А.І. Ільєнко, 1970; А.І. Ільєнко, Т.П. Крапівко, 1989)

Вид рослини	Проективне покриття на ділянці, %	Поїдання норицями, %
Конюшина лучна	47.2	42.5
Вероніка широколистяна	12.4	27.5
Війник наземний	10.4	3.3
Іван-чай	9.8	33.3
Бодяг їстівний	9.6	0.8

Про залежність концентрації радіонуклідів від виду корму свідчать і дані про зміни питомої активності ^{137}Cs у м'язовій тканині і печінці диких кабанів та козуль, що мешкають в зоні відчуження Чорнобильської АЕС в місцях з різною щільністю забруднення ґрунту (табл. 6.9).

6.9. Середні значення питомої активності ^{137}Cs в м'язах та печінці дикого кабана та козулі звичайної в залежності від його вмісту у ґрунті і кормі тварини (В.А. Гайченко, 1996)

Вид тварини	Щільність забруднення ґрунту, кБк/м ²	Питома активність корму, Бк/кг	Питома активність м'язів, Бк/кг	Питома активність печінки, Бк/кг
Дикий кабан	185–370	2138 ± 320	18603 ± 2790	6707 ± 1006
	1110–1480	4864 ± 729	42318 ± 6348	10000 ± 1490
Козуля європейська	185–370	572 ± 86	4974 ± 746	2923 ± 439
	1110–1480	3718 ± 558	32351 ± 4853	10135 ± 1520

6.5. Вплив хімічних властивостей та температури середовища на інтенсивність накопичення радіонуклідів тваринами. Сезонні закономірності накопичення радіонуклідів

В найбільшій мірі вплив хімічного складу середовища існування на інтенсивність накопичення радіоактивних речовин тваринами характерний

для водних екосистем. Як один з прикладів можна навести дані про те, що за рівної концентрації радіонуклідів у морській і прісній воді морські риби накопичують значно меншу їх кількість ніж прісноводні.

Вплив хімічних властивостей середовища на інтенсивність накопичення радіонуклідів в суходільних екосистемах виявляється опосередковано через кормові рослини тварин-фітофагів і далі по трофічних ланцюгах. Відомо, що накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr рослинами, зростаючими на кислих ґрунтах, значно вище ніж у рослин з ґрунтів з рН близькою до нейтральної або лужної. Популяції тварин, що мешкають на територіях геохімічних провінцій з різним вмістом стабільних ізотопів, а також хімічних елементів-аналогів, містять різні кількості відповідних радіонуклідів також внаслідок різного їх вмісту в кормових рослинах. Особливістю надходження ^{137}Cs до тварин суходолу є пряма залежність від щільності забруднення ґрунту – чим вища щільність забруднення тим вище значення K_H .

Відповідно до правила Вант-Гоффа з підвищенням температури середовища на 10°C швидкість біохімічних процесів в організмі холоднокровних тварин збільшується у 2–3 рази. Це правило виконується лише при певних, оптимальних для життєдіяльності виду температур. Температури вищі або нижчі оптимальних уповільнюють або зовсім припиняють біохімічні процеси. Прикладом цього можуть слугувати літня та зимова діапаузи у комах та літня і зимова сплячка у ховрахів і байбаків.

Мінливість інтенсивності накопичення радіонуклідів під впливом різної температури, пов'язана зі зміною метаболічних процесів в організмі, відома для тварин різних систематичних і екологічних груп. Така залежність в накопиченні ^{137}Cs встановлена, зокрема, для личинок листоїдів, ^{90}Sr – для багатьох груп гідробіонтів - з підвищенням температури середовища ступінь акумуляції радіонуклідів зростає (рис. 6.5).

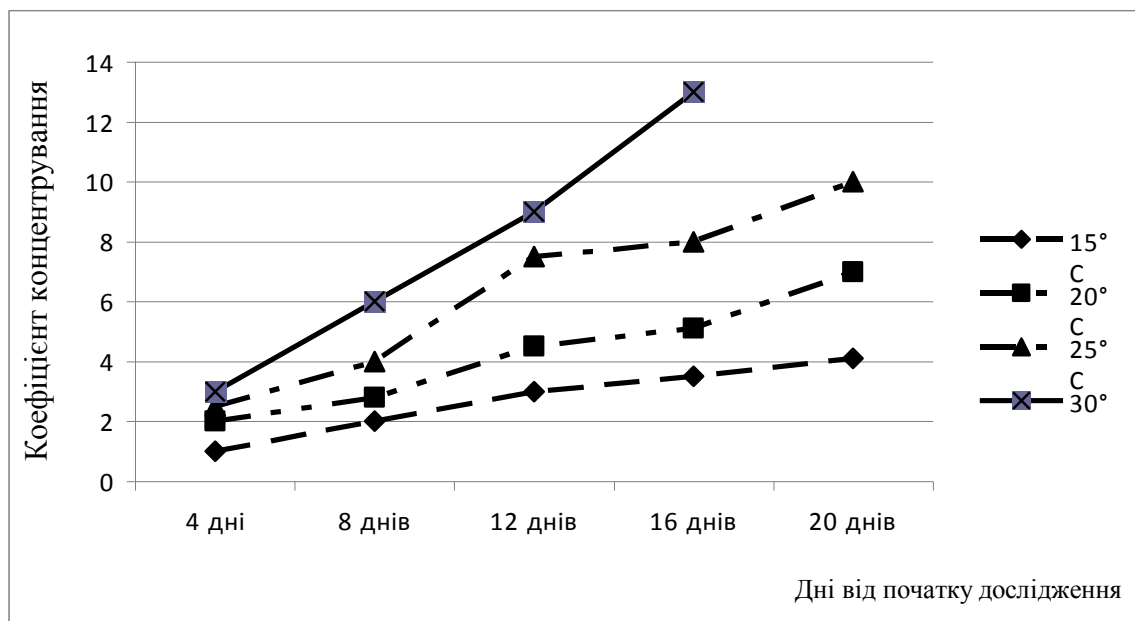


Рис. 6.5. Вплив температури води на акумуляцію ^{90}Sr сріблястим карасем (за І. Офель, 1965).

Така ж закономірність спостерігається і у процесі виведення радіонуклідів. Біологічний період піввиведення ^{65}Zn з тіла молюсків з підвищенням температури води скорочується – за температур $+15$, $+25$ і $+30^\circ\text{C}$ він становить 40, 25 і 23 дні відповідно. Підвищення температури води з $+10$ до $+30^\circ\text{C}$ призводить до більш ніж вдвічі – з 75 до 35 днів – скорочення періоду піввиведення ^{65}Zn з деяких морських риб.

Як відомо, сезонні зміни кліматичних умов (температура, вологість, освітленість і т.д.) призводять до істотних змін в фітоценозах. В першу чергу ці зміни стосуються структури кормової бази, а відтак, і сезонних коливань інтенсивності накопичення радіонуклідів в забруднених екосистемах.

Сезонні зміни концентрації ^{137}Cs в листовій підстилці і в популяціях артропод-сапрофагів та хижих членистоногих в насадженнях тюльпанових дерев були виявлені ще 1969 р. Дж. Крослі. Ці зміни були пов'язані з осіннім опаданням забрудненого листя, а також з інтенсивним вимиванням радіонукліду дощами. Відомі сезонні відмінності в накопиченні ^{137}Cs і ^{90}Sr північними оленями і карибу в арктичній тундрі також пов'язані зі зміною раціону цих копитних – переходом на живлення в зимовий період виключно лишайниками, здатними акумулювати радіонукліди, як і деякі інші речовини, безпосередньо з повітря. Чіткі сезонні відмінності в інтенсивності накопичення радіонуклідів встановлені для інших тварин. Наприклад, максимальні концентрації ^{137}Cs глобальних випадань в м'язовій тканині лося відзначалися взимку (січень), а мінімальні – восени (вересень-жовтень).

Подібні дані були отримані в екосистемах, забруднених внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС – максимальна концентрація ^{137}Cs в м'язах диких кабанів спостерігалась взимку, коли тварини живилися майже виключно кореневищами енотери дворічної та підземними частинами інших рослин. Мінімальні ж активності відзначались восени, коли дикі кабани переходили на живлення жолудями і плодами з занедбаних садів. Сезонна мінливість вмісту ^{137}Cs в умовах радіоактивного забруднення екосистем відзначається і в м'язах козулі, проте максимальний і мінімальний періоди концентрації радіонукліду істотно відрізняються – найбільші рівні спостерігаються восени (жовтень-листопад), а мінімальні навесні (квітень-травень). Ця закономірність характерна не лише для екосистем зони відчуження Чорнобильської АЕС, а й для усього Західного Полісся.

Сезонна динаміка вмісту радіонуклідів характерна і для мишоподібних гризунів з максимумом накопичення влітку, а для комахоїдних і для хижаків максимальні концентрації ^{90}Sr відзначались взимку, а мінімальні влітку.

Таким чином, сезонні закономірності накопичення радіонуклідів, зокрема ^{137}Cs і ^{90}Sr , дикими тваринами різних систематичних груп і екологічних угруповань безпосередньо пов'язані з фізіологічною активністю

рослин, якими вони живляться, а максимум і мінімум надходження радіонуклідів в умовах помірної зони обумовлені збідненням (або збагаченням) добового раціону тварин в різні фенологічні періоди року.

6.7. Біогенна міграція радіонуклідів та вплив життєдіяльності тварин на їх перерозподіл

Тварини, як складова частина екосистеми, в своїй життєдіяльності включаються до найважливіших процесів, що протікають в ній. За всього різноманіття впливу тварин на екосистему їх діяльність може бути зведена до декількох основних форм, зокрема це утворення в екосистемах вторинної біологічної продукції та участь, у зв'язку з цим, тварин в кругообігах основних біогенних елементів. Крім цього, досить різноманітними є механічні форми діяльності, які призводять до відповідних змін навколишнього середовища.

Участь тварин в біологічному кругообігу речовини і в процесах формування ландшафтів проявляється головним чином в накопиченні, переміщенні речовини і енергії по трофічним рівням. Основним матеріалом для визначення балансу тваринної речовини і оцінки ролі тварин в формуванні ландшафту, його біологічної продуктивності є вивчення структури тваринного населення, зокрема його чисельності і біомаси. Надалі, знаючи рівні накопичення хімічних елементів окремими представниками зооценозу, не виникає проблем у розрахунку вмісту цих елементів в структурних компонентах екосистеми.

В радіаційній екології виділяються декілька категорій істотного впливу тварин на компоненти екосистем:

- участь консументів-фітофагів у кругообігу радіонуклідів,
- участь консументів-сапрофагів у кругообігу радіонуклідів,
- зоогенна горизонтальна міграція радіонуклідів,
- міграція радіонуклідів внаслідок ґрунтоутворювальної діяльності тварин.

Зрозуміло, що вплив тваринного світу на функціонування екосистем і кругообіг в них речовини (у т. ч. і радіоактивних) значно ширший, проте наведені категорії є найхарактернішими видами взаємозв'язку і взаємовпливу в екосистемі.

Перерозподіл енергії в екосистемі від її джерела – рослин через ряд організмів здійснюється шляхом поїдання одних організмів іншими. Це варіант згаданого вище трофічного ланцюга, або ланцюга живлення. Кожний черговий перенос по трофічному ланцюгу характеризується тим, що більша частина (80–90%) потенційної енергії втрачається внаслідок переходу у тепло. Це обмежує можливе число етапів, або ланок ланцюга, зазвичай до чотирьох–п'яти. Чим коротший трофічний ланцюг (або чим ближчий організм до його початку) тим більша кількість енергії йому доступна.

Трофічні ланцюги поділяються на два основних типи:

- пасовищні ланцюги – це такі, які починаються від зелених рослин (продуцентів) та йдуть далі до рослиноїдних організмів (консументи 1-го порядку) і через ряд тварини з мішаним типом живлення (консументи 2-го порядку) до хижаків – тварин, що живляться іншими тваринами (консументи 3-го порядку);

- детритні ланцюги – такі, що починаються від мертвої органічної речовини та йдуть до мікроорганізмів, які нею живляться, а також в ланках від детритофагів до їх хижаків.

Трофічні ланцюги не ізольовані, а щільно переплетені у трофічні мережі.

Цілком закономірно, що радіонукліди, включаючись до метаболізму зелених рослин перерозподіляються по трофічних рівнях, спричиняючи цим самим інтенсивне перенесення радіоактивного забруднення.

Закономірності надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr до тварин по трофічних рівнях і ланцюгах залежать від екологічних особливостей різних видів організмів, характеру їх живлення, розподілу в екосистемі, фізико-хімічних властивостей радіонуклідів. Для певних груп тварин з однаковим характером живлення відзначаються подібні закономірності в концентрації радіонуклідів під час їх міграції по ланкам трофічних ланцюгів. З іншого боку, коефіцієнти концентрування виявляють більшу відмінність в ступені акумуляції нуклідів видами з близьким типом живлення. Істотне значення в перерозподілі радіонуклідів мають і природні умови мешкання тварин (табл. 6.10).

Такі відмінності в першу чергу пов'язані з біомасою тваринного населення екосистем відповідних природних зон, а переважання в накопиченні і перерозподілі радіонуклідів, зокрема ^{90}Sr , обумовлене домінуванням (до 90% біомаси) в екосистемах кальцефільних тварин.

6.10. Кількість радіонуклідів, що перерозподіляються тваринами різних природних зон (Д.А. Криволуцький, В.Л. Усачов, 1989)

Природна зона	^{90}Sr , % від загального запасу	^{137}Cs , % від загального запасу
Мішані ліси	6	5
Широколистяні ліси	11	3
Лісостеп	16	4
Напівпустеля	0.6	0.4
Пустеля піщана	0.1	0.06
Пустеля аридна	0.03	0.02

При вивченні біогенної міграції ^{90}Sr на території Східно-Уральського радіоактивного сліду (наслідок згаданої аварії 1957 р.) було встановлено, що тварини здатні "пропускати" крізь себе близько $1,7 \cdot 10^8$ Бк ^{90}Sr на 1 га за рік, тобто 0,6% його природного розпаду в екосистемі – при вмісті в ґрунті 120000 кБк/м² в рослинах його міститься 18000 кБк/м², а в комах-фітофагах і хижаках $0,33$ і $0,04$ кБк/м², відповідно (табл. 6.11). Тим не менше вплив навіть такої незначної активності на функціонування біотичної компоненти екосистеми досить істотний.

Приблизно така ж картина спостерігається в накопиченні ^{90}Sr водними і наземними молюсками з кальцієвою черепашкою після аварії на Чорнобильській АЕС. У водних молюсків K_{H} ^{90}Sr відносно води становить не менше 2000 – 4000 , а коефіцієнт переходу ($K_{\text{П}}$) відносно забрудненого ґрунту для молюска ставковика складає $0,11$ (кБк/м²)/(кБк/кг) та $2,7$ (кБк/м²)/(кБк/кг) для виноградного равлика (Л.І. Францевич та ін., 1996).

За подібною закономірністю відбувається і перерозподіл ^{137}Cs між компонентами наземних екосистем, хоча в кількісному вираженні вміст радіонукліда в м'яких тканинах тварин різних систематичних груп дещо менший (табл. 6.12).

6.11. Загальний вміст кальцію і ^{90}Sr в деяких компонентах екосистеми на Східно-Уральському радіоактивному сліді (А.Д. Покаржевський, В.Л. Усачов, 1993)

Компонент екосистеми	Маса, кг сухої речовини/га	Ca, г/га	^{90}Sr , Бк/га
Ґрунт	$25 \cdot 10^4$	$25 \cdot 10^5$	$1,2 \cdot 10^{12}$
Живі рослини	$10 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^5$	$1,8 \cdot 10^{11}$
Рослинний опад і підстилка	$6 \cdot 10^4$	$10 \cdot 10^4$	$1,6 \cdot 10^{11}$
Тварини			
Найпростіші	10	80	$1,3 \cdot 10^4$
Нематоди	5	40	$7,4 \cdot 10^3$
Енхітреїди	5	40	$7,4 \cdot 10^3$
Дошові черв'яки	7,5	88	$1,4 \cdot 10^4$
Мікроартроподи	15	50	$2,2 \cdot 10^6$
Комахи	25	75	$3,7 \cdot 10^6$
Інші безхребетні	10	50	$1,5 \cdot 10^6$
Безхребетні (разом)	77,5	420	$7,4 \cdot 10^6$
Гризуни	0,85	30	$1,1 \cdot 10^6$
Копитні	0,3	12	$4,1 \cdot 10^5$
Комахоїдні	0,056	2	$3,3 \cdot 10^4$

Хижаки	0.028	1	$1.8 \cdot 10^3$
Інші ссавці	0.056	2	$3.7 \cdot 10^3$
Птахи	0.056	2	$6.3 \cdot 10^4$
Амфібії і рептилії	0.056	2	$6.3 \cdot 10^4$
Хребетні (разом)	1.4	50	$1.7 \cdot 10^6$
Тварини (разом)	79	490	$9.1 \cdot 10^6$

Загальний вміст ^{137}Cs в усіх групах тварин не перевищує 63 кБк/га, що складає всього 0,003% від загального вмісту цього радіонукліду в екосистемі. На частку ж безхребетних тварин, особливо тих що мають велику живу біомасу, припадає переважна більшість – 97% накопиченого тваринами ^{137}Cs . Слід зазначити, що біомаса живих організмів в екосистемах різних природних зон різна і залежить від природних умов відповідних зон. Найбільшою біомасою характеризуються екосистеми тропічних лісів, найменшою – аридних пустель і тундри.

Як уже зазначалося, перерозподіл речовини і енергії під час переміщення вздовж трофічного ланцюга будь якого типу здійснюється відповідно до закону піраміди чисел. Зоогенна міграція радіонуклідів в загальних рисах відповідає цьому закону, але має певні особливості в залежності від типу трофічного ланцюга або його частини.

6.12. Вміст ^{137}Cs та калію в різних компонентах наземної екосистеми на Східно-Уральському радіоактивному сліді (А.Д. Покаржевський, В.Л. Усачов, 1993)

Компонент екосистеми	Маса, кг сухої речовини/га	^{137}Cs , Бк/га	К, кг/га
Ґрунт (0–5 см)	$2.5 \cdot 10^5$	$1.9 \cdot 10^9$	$1.9 \cdot 10^4$
Рослинність	$1.0 \cdot 10^5$	$5.5 \cdot 10^7$	$8.7 \cdot 10^5$
Підстилка	$6.0 \cdot 10^3$	$5.5 \cdot 10^7$	$2 \cdot 10^4$
Безхребетні тварини			
Найпростіші	10	$1.9 \cdot 10^4$	160
Нематоди	5	$9.5 \cdot 10^3$	25
Енхітреїди	2	$3.7 \cdot 10^3$	10
Дошові черв'яки	12	$1.9 \cdot 10^4$	240
Мікроартроподи	15	$3.3 \cdot 10^3$	180
Комахи	25	$5.5 \cdot 10^3$	250
Інші безхребетні	10	$1.9 \cdot 10^3$	80
Хребетні тварини			
Гризуни	1.5	$1.1 \cdot 10^3$	16.5
Копитні	0.35	$2.6 \cdot 10^2$	3.9
Комахоїдні	0.5	$7 \cdot 10^2$	5.6
Хижаки	0.05	$3.7 \cdot 10^1$	0.6

Птахи	0.2	$1.9 \cdot 10^2$	2.2
Амфібії і рептилії	0.1	$3.7 \cdot 10^2$	1.1
Тварини (разом)	80	$6.3 \cdot 10^4$	775

Найбільш детально вивчений трофічний ланцюг пасовищного типу, в якому радіонукліди надходять по шляху рослина → фітофаги → хижаки. Так, на шляху міграції ^{137}Cs і ^{90}Sr в ланці рослина → рослиноїдні безхребетні спостерігається зниження концентрації радіонуклідів в комах – K_H 0,8 для ^{137}Cs і 0,1 для ^{90}Sr . В наступній ланці рослиноїдні безхребетні → хижі безхребетні K_H також складає близько 0,8. Наступний трофічний рівень – ланка безхребетні → комахоїдні птахи характеризується дискримінацією радіонуклідів, а K_H в цій ланці знижується до 0,53. Така ж закономірність характерна і для ланки рослина → рослиноїдні птахи, в якій вміст ^{137}Cs в м'язах птахів нижчий ніж в кормових рослинах, але K_H ^{90}Sr в скелеті цих птахів більше одиниці. Певні відмінності в концентруванні радіоактивних речовин притаманні ланці трофічного ланцюга, що веде до хижаків-міофагів. Перехід в ланці жертва → хижак відзначається зростанням K_H до величини більше одиниці як для ^{90}Sr , так і для ^{137}Cs (рис. 7.6). Істотну роль в перерозподілі радіоактивних речовин по трофічних рівнях відіграють трофічна ніша, яку займає вид та рівень метаболізму тварин. Птахи, що живляться в кроні дерев, мають значно меншу концентрацію радіонуклідів ніж ті, що живляться на стовбурі або на поверхні землі. Не менше значення має і рівень метаболізму тварин. У тварин з високим рівнем метаболізму швидкість накопичення і концентрація радіонуклідів значно більша ніж у тварин з низьким рівнем обміну речовин (табл. 6.13).

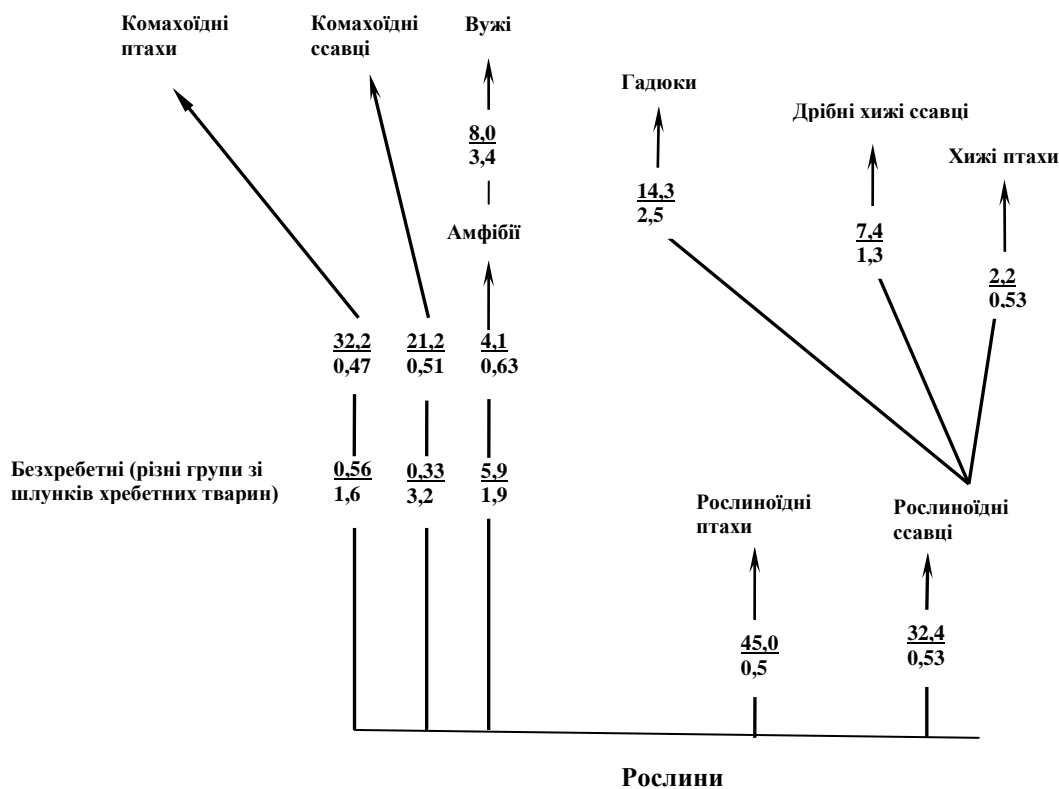


Рис. 6.6. Середні значення K_H для різних груп тварин в суходільному біоценозі (за А.І. Ільєнко, Т.П. Крапивко, 1989).

Примітка: в чисельнику K_H для ^{90}Sr ; в знаменнику - для ^{137}Cs .

Закономірність, характерна для ланок консументів 3-го порядку (хижаки-міофаги) відзначається і для сапробної частини трофічного ланцюга пасовищного типу – збільшення K_H , зокрема ^{137}Cs , до величин більше 1. Це в першу чергу стосується комах-некрофагів та комах-копрофагів (рис 6.7)

6.13. Коефіцієнти накопичення (K_H) ^{137}Cs і ^{90}Sr комахоїдних тварин з різним рівнем метаболізму (А.И. Ильєнко, Т.П. Крапивко, 1989)

Вид тварини	$K_H, (\text{Бк/кг})/(\text{Бк/кг})$	
	^{90}Sr	^{137}Cs
Жаба гостроморда	4.1	0.63
Бурозубка звичайна	21.2	0.51

Таким чином, особливості перерозподілу радіоактивних речовин в сапробній частині трофічної мережі свідчать про непересічне її значення в міграції радіонуклідів, зокрема ^{137}Cs і ^{90}Sr , в екосистемі. Живлячись відмерлою органічною речовиною сапротрофи, особливо копрофаги, вивільняють зв'язані в організмі рослин і тварин радіонукліди, інтенсифікуючи тим самим їх включення до метаболічних циклів рослин.



Рис. 6.7. Коефіцієнти накопичення в різних ланках трофічного ланцюга пасовищного типу (В.А. Гайченко, 1998).

Зокрема, саме за рахунок функціонування сапробної частини трофічного ланцюга пасовищного типу у легкодоступну для рослин форму переводиться значна кількість ^{137}Cs . За результатами польових експериментальних досліджень встановлено, що на 1 га пірійникового перелугу за середньої чисельності мишоподібних гризунів 60–80 особин на гектар за рахунок тварин-сапротрофів протягом року перерозподіляється близько 3,5 МБк ^{137}Cs .

За високої чисельності сапрофагів в екосистемі, що спостерігалось протягом перших трьох років після аварії на Чорнобильській АЕС, ці процеси можуть спричинити істотну інтенсифікацію кругообігу радіоактивних речовин внаслідок високої доступності біологічно трансформованих радіонуклідів.

6.7. Зоогенна горизонтальна міграція радіонуклідів

Значення тварин як одного з депо накопичення радіонуклідів у біоценозі оцінюється тисячними частками процента від загальної кількості, що надійшли у навколишнє середовище. Роль тварин у горизонтальному перенесенні радіонуклідів може стати помітною лише в разі істотного локального підвищення K_H , щільності популяцій тварин або щільності випадань. З іншого боку, здатність тварин до міграцій, особливо міграцій птахів, ставить ряд запитань щодо перенесення радіонуклідів або до місць зимівлі восени, або до місць гніздування навесні. Саме зимові скупчення птахів можуть призвести до істотного підвищення концентрації радіонуклідів за рахунок виведення з їх організму.

На території Центрального Полісся гніздують близько 90 видів мігруючих птахів. Головну ж групу мігрантів становлять птахи, які гніздують далі на північ і пролітають на зимівлю на південь Дніпровсько-басейновим

міграційним шляхом і на південний захід широтним Приполіським шляхом (до 130 видів). Приблизна кількість птахів, що пролітають цими шляхами, складає близько 75 млн. особин, або ж 100 тис. особин щодобово через 1 км перерізу відповідного коридору.

Через територію зони відчуження Чорнобильської АЕС та її найближче оточення пролітають за сезон десятки мільйонів птахів загальною біомасою до 5–6 тис. т і затримуються на цій території, особливо восени, протягом кількох тижнів. Живлення птахів відбувається дуже інтенсивно: денний раціон складає близько 50% маси даної особини. Біомаса мігрантів у 100 разів перевищує масу місцевих птахів, їхня щільність відповідно становить $0,002 \text{ кг/м}^2$ (табл. 6.14).

6.14. Оцінка біомаси птахів, що перебувають постійно або тимчасово на території зони відчуження Чорнобильської АЕС (Л.І. Францевич та ін., 2001)

Екологічна група (територія)	Характер перебування	Тривалість перебування, дні	Кількість особин, тис.	Сумарна біомаса, т
Біляводні птахи (300)	Гніздуючі місцеві +	120–150	45	20–25
	Пролітаючі	1–10	500–1500	250–750
	Пролітаючі	1–100	1500–2500	750–1250
	Зимуючі	Нерегулярно	0.01–10	0.5–50
Лісові і степові птахи (1500)	Місцеві види	150–180	300	30
	Весняні	1–15	10000	1000
	Кочівні	До 100	1500	150
	Осінні мігранти	До 60–75	25000–30000	2500–3000
	Зимуючі	90	100–150	10–15

Розрахувати загальну кількість радіонуклідів, що виносяться дикими птахами за межі зони відчуження Чорнобильської АЕС, досить складно, оскільки до великої строкатості радіоактивного забруднення місцевості додається велика різноманітність видового складу, способу життя і живлення птахів, особливостей поведінки, сезону, статевих і вікових відмінностей, осілості тощо.

Інтегральну оцінку активності, що її виносять мігранти, одержують як добуток трьох величин: $K_{\text{П}}$, щільності зоомаси для даної групи тварин і запасу радіонукліда на місцевості, припускаючи, що мігранти набувають такого ж рівня забруднення, що й місцеві птахи (табл. 6.15).

6.15. Оцінка винесення радіонуклідів перелітними птахами (Л.І. Францевич та ін., 2001)

Параметр	Значення параметру	
	м'язів	скелету

Радіонуклід	^{137}Cs	^{90}Sr
$K_{\text{п}}$	0.0095	0.0107
Щільність зоомаси, кг/м ²	0.002	0.002
Частина запасу в зоомасі	$1.9 \cdot 10^{-5}$	$2.1 \cdot 10^{-5}$
Запас нукліду у 40-кілометровій	$1.33 \cdot 10^{16}$	$3.15 \cdot 10^{15}$
Запас нукліду в українській	$4.07 \cdot 10^{15}$	$4.70 \cdot 10^{15}$
Винесення нуклідів мігрантами,	75–250	67–100

Річне винесення не перевищує сотень гігабеккерелів. Більша частина винесених радіонуклідів розпоршується у природі на південь і південний захід від місця аварії. Розсіяне по величезній території, це винесення навряд чи може істотно вплинути на радіаційну обстановку поза межами зони основного забруднення.

Мисливсько-промислові птахи, що складають близько 15% маси у загальному потоці мігрантів, становлять об'єкт полювання і безпосередньо потрапляють до їжі людини. На осінньому прольоті в Україні відстрілюють до третини качок, тобто близько 300 т мігрантів через зону відчуження Чорнобильської АЕС, а за сезон полювання в середньому мисливці добувають 2 207 т, або 67,3% від загальної маси прольотних птахів.

Верхня оцінка кількості ^{137}Cs , що потрапляє в організм людини з м'ясом впольованих птахів, складає до 4–12 ГБк/рік, чому відповідає колективна еквівалентна доза 50–150 люд.-Зв. Необхідно підкреслити, що всі наведені оцінки є максимально можливими, оскільки отримані за припущення, що мігранти встигають набути тієї ж радіоактивності, що й місцеві птахи.

Якщо припустити, що радіоактивне забруднення із зони відчуження Чорнобильської АЕС виносять лише гніздувачі птахи, то внесок їх буде відповідно у 50 разів менше верхньої оцінки.

Поряд з глобальним явищем міграції птахів переміщення звірів менш помітні. Великі звірі (лось, косуля європейська, дикий кабан) переміщуються у пошуках укриття і кормових угідь лише на десятки кілометрів (окремі особини здатні подолати сотні кілометрів). Загалом на території обох частин зони відчуження – української і білоруської – біомаса копитних не перевищує 1600–3000 т. З них до зовнішніх міграцій схильні не більше 10%. Біомаса гризунів лише у рік масового розмноження на перелогах сягала 2 т/км², але у стабільному стані вона становить до 0,1 т/км²; оточення зони відчуження захищене від істотних міграцій гризунів природними бар'єрами – річками, лісами. Радіоактивне забруднення копитних принаймні в 2–4 рази вище, ніж птахів, але маса мігрантів і відстані міграцій значно менші.

Може стати несподіваним той факт, що безхребетні також мігрують, особливо – комахи, причому, маса комах-мігрантів іноді не поступається масі мігруючих хребетних.

Травневі хрущі регулярно перелітають від місць виплоду до місць годівлі на відстань до кількох кілометрів. Біомаса травневих хрущів у роки масових розмножень перевищує 10 т/км^2 . У багатьох видів бабок відомі масові перельоти на відстань до 60–70 км, їхня щільність у локальних місцях виплоду теж сягає $2\text{--}5 \text{ т/км}^2$. Втім, через обмеженість придатних для масового розмноження місць загальна біомаса перших сягає максимум 1–2 тис. т, других – декількох десятків тон.

Найпотужніше явище в міграціях тварин – переліт зграй сарани – не відбувався в останні десятиріччя через зміни агротехніки і завдяки інтенсивній боротьбі з цим шкідником в основних вогнищах. На території Київської області навали сарани регулярно спостерігалися, починаючи від першого літописного свідчення у 1099 р. до 1910 р. Останні локальні вогнища відмічені в Гомельській і Чернігівській областях у 1922 р.

Близько 2–5% комах (за біомасою) здатні до пошукових польотів звичайно на відстань декількох кілометрів. Зокрема, для комах, личинки яких розвиваються у воді, відбувається практично односпрямований потік речовини з води на суходіл на відстань близько 1 км. Враховуючи $K_{\text{п}}$ прісноводних, який сягає до 100–250 за сухою речовиною, можна дійти висновку щодо значного винесення радіонуклідів на суходіл гідробіонтами. Винесення цим шляхом, наприклад зі ставу-охолоджувача Чорнобильської АЕС за концентрації ^{90}Sr і ^{137}Cs у воді 2–3 Бк/л радіоактивність комах може досягти 1 кБк/кг, а загальне винесення 200 МБк (Л.І. Францевич та ін., 2001).

6.8. Виведення радіонуклідів з організму

Ступінь радіаційного впливу радіоактивних речовин на окремі органи і в цілому на тварину залежить від часу перебування їх в організмі. Деякі з них, які залучаються до процесів обміну швидко метаболізуючих тканин, можуть протягом короткого часу виводитись з організму разом з продуктами метаболізму. Так, ізотоп водню тритій, який бере участь в обміні разом з водою, протягом кількох тижнів практично повністю виводиться з організму ссавців з сечею. В той же час ^{45}Ca та ^{90}Sr , що приймають участь у формуванні скелету, можуть, практично не зменшуючись кількісно, перебувати в організмі тварини протягом всього її життя.

Для характеристики строків перебування в організмі окремих радіонуклідів існує поняття періоду піввиведення радіоактивного ізотопу з організму. *Період піввиведення - це час, протягом якого кількість нагромадженого в організмі (іноді в окремому органі) радіонукліду зменшується удвічі внаслідок процесів біологічного виділення у перебігу природних процесів обміну.* В таблиці 6.16 наведені опосередковані дані

тривалості періодів піввиведення з організму людини деяких радіоактивних ізотопів, які нагромаджуються в тілі і окремих органах. Вони в цілому відбивають загальні тенденції поведінки таких ізотопів в організмі тварин-ссавців, хоча, звичайно, абсолютні показники часу можуть суттєво відрізнятися внаслідок біологічних особливостей видів.

Слід відзначити, що тривалість періоду піввиведення радіонукліду у значній мірі залежить чи навіть визначається характером метаболізму. Так, для людини в залежності від віку період піввиведення ^{90}Sr з кісток варіює від 25 у дітей до 70-75 років у стариків, а ^{137}Cs з м'язів – відповідно, від 30 до 90 діб. У таблиці 8.8 наведені усереднені дані – 50 років і 70 діб.

У цій же таблиці наведені також значення періодів піврозпаду радіонуклідів. На відміну від досить варіюючих значень періодів піввиведення, ця величина, яка визначається за допомогою даних про середній час існування радіоактивних ядер, становить сталу величину, яка не залежить від будь-яких факторів.

Але, визначаючи ступінь очищення організму від радіонуклідів, необхідно враховувати і цей показник, тому що зменшення кількості радіоактивних речовин, як і дії іонізуючих випромінювань, йде водночас і за рахунок їх виведення і розпаду. В такому разі говорять про ефективний період піввиведення радіонукліду ($T_{\text{ЕФ}}$), який визначається за формулою

$$T_{\text{ЕФ}} = T_{1/2} \cdot T_{\text{П/В}} / T_{1/2} + T_{\text{П/В}}$$

де $T_{1/2}$ – період піврозпаду радіонукліду і $T_{\text{П/В}}$ – період його піввиведення.

6.16. Періоди піврозпаду та піввиведення деяких радіонуклідів з організму людини (В.Ф. Козлов, 1987)

Радіонуклід	Місце нагромадження	Період піврозпаду	Період піввиведення
-------------	---------------------	-------------------	---------------------

		($T_{1/2}$)	($T_{П/В}$)
^3H	Все тіло	12.33 року	12 діб
^{14}C	Все тіло	5479 років	10 діб
	Кістки	5479 років	40 діб
^{24}Na	Все тіло	0.63 доби	11 діб
^{32}P	Все тіло	14.3 доби	267 діб
	Кістки	14.3 доби	3.16 року
^{35}S	Все тіло	87.1 доби	90 діб
	Кістки	87.1 доби	1.64 року
^{42}K	Все тіло	0.52 доби	58 діб
^{60}Co	Все тіло	5.21 року	9.5 доби
^{90}Sr	Кістки	29 років	50 років
^{131}I	Все тіло	8 діб	138 діб
	Щитовидна залоза	8 діб	138 діб
^{137}Cs	Все тіло	30 років	70 діб
^{140}Ba	Все тіло	12.8 доби	65 діб
^{210}Po	Все тіло	138.4 доби	30 діб
^{226}Ra	Кістки	1 616 років	44.9 року
^{235}U	Все тіло	712 000 000 років	100 діб
	Кістки	712 000 000 років	300 діб
^{239}Pu	Все тіло	24 383 роки	178 років
	Кістки	24 383 роки	200 років

Цілком природно, що шляхи надходження та міграції радіонуклідів в організмі людини принципово не відрізняються від таких у тварин-савців. Деякі ж їх особливості, як і специфічність дії випромінювань окремих радіонуклідів на людину вивчає радіаційна медицина.

Контрольні запитання до розділу 6:

1. В яких компонентах водних екосистем відбувається найбільш інтенсивне накопичення ^{90}Sr ?
2. В яких компонентах водних екосистем відбувається найбільш інтенсивне накопичення ізотопів цезію?
3. Який тип накопичення радіонуклідів з водної товщі характерний для планктонних організмів?
4. Чи істотно впливає планктон на концентрацію радіоактивних ізотопів у воді?
5. Яку роль у самоочищенні водних екосистем відіграють рослинні угруповання?

6. Які водорості можна віднести до категорії "специфічних накопичувачів" радіонуклідів?
7. Який тип розподілу в тілі молюсків характерний для ^{137}Cs та для радіонуклідів стронцію, радію, плутонію і америцію?
8. Від чого залежить інтенсивність виведення рибами штучних радіонуклідів?
9. Що таке "розмірний ефект" та "ефект трофічного рівня" накопичення рибами ізотопів цезію?
10. Які існують шляхи надходження радіоактивних ізотопів до тварин наземних екосистем?
11. Чим відрізняється відкладення радіоактивних частинок в дихальних шляхах тварин з активним і пасивним типами дихання?
12. Які типи усмоктування радіонуклідів характерні для наземних тварин?
13. Для якого різновиду випадання радіонуклідів з атмосфери вагомим є перкутантний шлях їх надходження?
14. Скільки відсотків поглиненої дози у наземних тварин формується за рахунок аліментарного надходження у теперішній час?
15. Дайте визначення рівномірному та остеотропному розподілу радіонуклідів в організмі теплокровних хребетних.
16. Дайте визначення поняттю "кратність накопичення радіонукліду".
17. Яким чином залежить концентрація радіонукліду в організмі тварини від виду корму?
18. Як впливає температура середовища на період піввиведення радіонуклідів у пойкилотермних тварин?..
19. З чим пов'язані сезонні відмінності в накопиченні радіонуклідів ссавцями помірних широт?
20. Наведіть приклади категорій істотного впливу тварин на компоненти екосистем і перерозподіл радіонуклідів в них.
21. Відповідно до якого екологічного закону відбувається перерозподіл радіонуклідів під час переміщення їх вздовж трофічного ланцюга будь якого типу?
22. Як залежить швидкість накопичення і концентрація радіонуклідів у тварин від рівня їх метаболізму?
23. За рахунок функціонування якої частини трофічного ланцюга пасовищного типу значна кількість ^{137}Cs переводиться у легкодоступну для рослин форму?
24. Поняття про період піввиведення радіонукліду з організму.

7. ВПЛИВ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ НА ЕКОСИСТЕМИ

7.1. Ландшафтні та фітоценотичні особливості радіоактивного забруднення екосистем. 7.2. Джерела опромінення лісу. 7.3. Розподіл джерел випромінювання в лісі при радіоактивних випаданнях. 7.4. Дози опромінення організмів, що живуть у різних ярусах лісу, при радіоактивних випаданнях. 7.5. Роль екологічних факторів в опроміненні організмів у природних умовах. 7.6. Вплив γ -випромінювання на лісовий біогеоценоз. Хронічне опромінення лісу. 7.7. Вплив радіоактивного забруднення на рослини під пологом лісу. 7.8. Вплив опромінення на фауну в лісовій екосистемі. 7.9. Вплив іонізуючих випромінювань на тваринний світ відкритих ландшафтів.

Відомо, що лісові екосистеми дуже уразливі іонізуючим випромінюванням. Це відбувається тому, що листя та глиця затримують радіонукліди, які випадають із дощами, крім того, радіоактивний ^{14}C і тритій поглинаються з повітря в процесі фотосинтезу. В листяних і мішаних лісах радіоактивне забруднення дерев дещо знижується – в осінній період, коли листя опадає, більшість радіонуклідів потрапляють на ґрунт і концентруються в опалому листі й тонкому верхньому шарі ґрунту. Шпилькові ліси утримують радіонукліди довше і надходження радіонуклідів до лісової підстилки та верхніх шарів ґрунту уповільнене.

Природна міграція радіонуклідів у ґрунтах залежить від їхнього типу, а швидкість, з якою вони пересуваються в ґрунті, може становити кілька сантиметрів у рік. Багаті ґрунти поглинають радіонукліди досить легко й утримують їх протягом тривалого часу. У водних екосистемах вони поступово осідають на дно озер і водойм.

Незалежно від типу екосистеми радіоактивне забруднення з тією чи іншою швидкістю поширюється, що призводить до міграції радіонуклідів майже по замкненому циклу, включаючи і людину (рис. 9.1).

Важливим фактором у процесі міграції й нагромадження радіонуклідів в екосистемах є ступінь розчинності сполук, у яких вони наявні. Так, ^{90}Sr входить до складу сполук з високою розчинністю, тому він так швидко всмоктується рослинами. Радіонукліди ^{131}I , ^{140}Ba , ^{137}Cs і ^{144}Ce являють собою групу таких же розчинних ізотопів, які мігрують і концентруються в природних екосистемах.

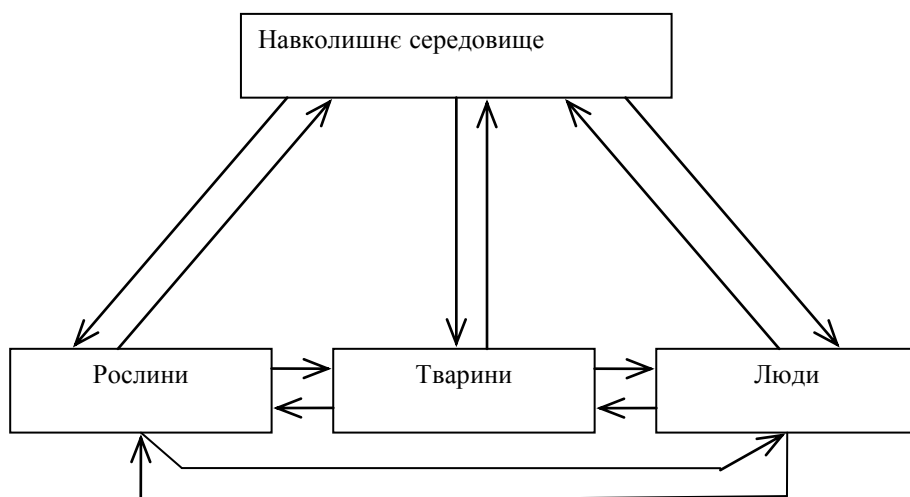


Рис. 7.1. Головні шляхи міграції радіонуклідів в екосистемах.

Радіоактивне забруднення природних екосистем має як довгострокові, так і короточасні наслідки. У табл. 7.1. наведені біологічні ефекти радіоактивного забруднення на рівні організму, популяції, екосистеми й біосфери. Беручи до уваги багатомірність реакцій, з якими різні біологічні системи реагують на радіоактивне забруднення, на основі екологічного підходу можна визначити багато об'єктів для вивчення й довгострокового моніторингу. Наприклад, необхідність переселення цілих сіл і залишення без догляду агроценозів призвело до їх розвитку по власних природних законах. Це дозволяє вивчати процеси природної зміни угруповань і відновлення забруднених радіонуклідами екосистем.

7.1. Ландшафтні та фітоценотичні особливості радіоактивного забруднення екосистем

Первинне випадання радіонуклідів та процеси їх вторинного перерозподілу відбуваються по-різному за тих чи інших ландшафтних особливостей території. Формування поля забруднення та його трансформація шляхом водного, повітряного та біогенного переносу радіонуклідів відбуваються відповідно до компонентів, які характерні для даного ландшафту. Найважливішими з них з погляду радіоекології є геоморфологічні, гідрологічні, кліматогенні, субстратні (грунти, підґрунтя) та обумовлені ними біотичні (специфічна сукупність продуцентів, консументів і редуцентів).

7.1. Основні біологічні ефекти Чорнобильської катастрофи, викликані забрудненням радіонуклідами природних екосистем (В.К. Савченко, 1997)

Рівень біологічної організації	Реакція	
	короткострокова	довгострокова

Біосферний	Глобальні й локальні зміни в нагромадженні радіонуклідів і їхньому розсіюванні	Глобальні та локальні порушення генетичної й фенетичної структури біосфери
Екосистемний	Зміни в біологічній розмаїтості, стабільності й особливостях розвитку екосистем	Зміни в процесі коеволюції й зміні угруповань в екосистемі
Популяційний	Зміна в співвідношенні народжуваності й смертності	Зміни частоти мутацій, інтенсивності природного добору і адаптивних реакцій

Найбільш детальні дослідження ландшафтних особливостей території як фактору, що має велике значення в формуванні поля забруднення радіонуклідами, проведені після аварії на Чорнобильській АЕС для території Українського Полісся. На цій території, яка найбільше постраждала внаслідок аварії, і зокрема в зоні відчуження АЕС, поширені ландшафти, які відрізняються за відносною висотою, рельєфом, літологією покривних і підстилаючих відкладів, ґрунтовим та рослинним покривом. Складність ландшафтно-геохімічних умов, тобто неоднакові напрямки і інтенсивність процесів, пов'язаних з міграцією радіонуклідів і накопиченням їх у біоті.

Ландшафтні фактори відіграють певну роль у формуванні поля первинного радіоактивного забруднення. Зокрема, відзначається роль лісів як накопичувачів радіоактивного пилу і аерозолів, які поширюються у приземному шарі повітря. Спрацьовує так званий “узлісний ефект” – найвища щільність забруднення спостерігається на узліссях з навітряного боку, а на відстані 15–20 висот дерев щільність забруднення знижується майже на порядок. Існують дані, які вказують на більшу забрудненість навітряних схилів у порівнянні з підвітряними. Потенційними ділянками більш інтенсивних радіоактивних випадань можуть бути такі форми еолової акумуляції, як дюни та бугристі ділянки. Тобто на первинний розподіл радіонуклідів рельєф впливає безпосередньо.

Підстилаюча поверхня, зокрема рослинний покрив теж відіграють свою роль при проходженні радіоактивної хмари, оскільки інтенсивність конвективних процесів, що відбуваються над лісом, луками, ріллею, населеними пунктами та водоймами суттєво різняться, і це викликає появу локальних плям радіоактивних опадів чи випадання пилу.

При цьому прямої відповідності між забрудненими ділянками та ландшафтною структурою території не спостерігається, оскільки вирішальними факторами в територіальному розподілі є атмосферно-кліматичні – напрямок та інтенсивність вітру і опади. Вторинний перерозподіл, міграція радіонуклідів визначаються в першу чергу ландшафтними особливостями.

Існує залежність між процесами міграції радіонуклідів та ландшафтною структурою забрудненої території. Так, в поліських ландшафтах горизонтальна міграція радіонуклідів незначна внаслідок домінування незначних ухилів поверхні, поширення ґрунтів легкого механічного складу та майже суцільного закріплення поверхні лісовим та трав'яним (луки, болота) покривом. В переважній більшості ландшафтів річне горизонтальне винесення радіонуклідів не перевищує часток відсотка. Ландшафтно залежними виявилися такі показники, як локальні баланси радіонуклідів в елементах ландшафтної структури та коефіцієнти накопичення радіонуклідів (K_H) у фітомасі.

Величина K_H прямо залежить від багатства та зволоження ґрунтів, тобто від типу умов місцезростання (едафотопу). Закономірне зростання вказаного коефіцієнту, зокрема для ^{137}Cs , відмічено у таких напрямках: 1) від легших за механічним складом ґрунтів, до важчих, які відрізняються більшою родючістю та меншою кислотністю; 2) від сухих ґрунтів до оглеєних; 3) від мінеральних ґрунтів до органогенних; 4) від суходільних місцезростань до заплаєвих.

Оскільки для Полісся найпоширенішим видом є сосна, що має широку екологічну амплітуду, зміни K_H були в першу чергу встановлені для сосни по ^{137}Cs . Виявилось, що K_H сосни змінюється від 0,5 на дерново-підзолистих глейових піщаних ґрунтах в сирих борах до 0,05 і менше на дерново-підзолистих пилувато-піщаних та супіщаних ґрунтах в сухих та свіжих складних суборах. Високі значення K_H для сирих борових терас (0,45) та особливо для ділянок з кислими торф'янистими ґрунтами (до 0,65) підсилюються їхнім розташуванням у депресіях рельєфу, де спостерігається прогресуюча акумуляція ^{137}Cs .

Запаси фітомаси на безлісних територіях (перелоги, пустища, луки, трав'яні болота) та вміст радіонуклідів в живій і мертвій біомасі можна оцінювати відповідно до існуючих типологій по відношенню до біопродуктивності домінуючих типів. При цьому слід враховувати ступінь заростання таких угруповань деревно-чагарниковою поростою. Питома радіоактивність фітомаси різних видів лучних трав та здатність накопичувати радіонукліди залежать в більшій мірі від видової специфіки, ніж від умов місцезростання.

Ландшафтну залежність впливу радіонуклідного забруднення на луках і перелогах доцільно, так як і в лісах, оцінювати саме за K_H . Для оцінки забруднення природних лучних ценозів (без урахування видової специфіки їх

компонентів) можна брати середнє значення цього коефіцієнта. При цьому найнижче значення K_H встановлене для природних лучних ценозів на дерново-підзолистих піщаних, супіщаних та легкосуглинистих сухих та свіжих ґрунтів. Для природних лучних ценозів K_H за цих умов дорівнює 0,07–0,10 (для порівняння: для сіяних трав його величина не перевищує 0,03–0,06).

Середнє за величиною значення K_H для природних лук (від 0,10 до 2,10) спостерігається на дерново-підзолистих піщаних, супіщаних та піщанисто-легкосуглинистих ґрунтах з різним ступенем оглеєння, а також для лучних суглинистих та пилувато-супіщаних ґрунтів заплавл. K_H в сіяних трав за цих умов коливається в межах 0,06–0,40.

Найвище значення K_H має травостій болотистих та торф'янистих лук (2,10–8,20), які пов'язані з мулуватоболотними, торф'янисто- та торфовоболотними ґрунтами в низинних зниженнях та на заплавах низького рівня. K_H сіяних трав за цих умов (але після осушення) досягає лише 0,40–0,60.

Після аварії на Чорнобильській АЕС радіаційні умови істотно погіршилися лише в безпосередній близькості від АЕС, але в цілому суттєвого впливу на радіоекологічні умови аварія не справила. Той вплив у вигляді опромінення біогеоценозів, який спостерігається, не мав незворотних наслідків для ландшафтів зони впливу аварії. Зокрема умови зняття (або обмеження) господарської діяльності на хід розвитку фітоценозів суттєво перевершували негативний вплив радіації. Розвиток фітоценозів набув природного характеру і полягає у відновних сукцесіях (демутаціях) на раніш антропогенно змінених територіях (переважно сільськогосподарських угіддях) та вікових змінах в існуючих природних (квазіприродних) угрупованнях. Рослинність зони відчуження Чорнобильської АЕС розвивається відповідно до притаманних даній території кліматичних та едафічних умов – переважно в напрямку відновлення лісів різного складу на відкритих площах (перелогах) та переформування існуючих лісових насаджень відповідно до особливостей ґрунтового покриву.

Останнє стосується антропічно-порушених лісостанів та особливо монокультур сосни на невластивих для сосни землях. В культурах сосни при відсутності догляду (проведення рубок догляду, розрідження, санітарних рубок) розпочалися і триватимуть процеси природного розрідження загущених насаджень. При цьому на ділянках з дерново-слабопідзолистими пилувато-піщаними ґрунтами на воднольодовикових хвилястих рівнинах сформуються соснові ліси подібні до пануючих в Поліссі. Найбільшу площу серед них будуть займати соснові ліси зеленомохові та чорницево-зеленомохові. Вище них за рельєфом розмістяться сосняки вересові та лишайникові. В пониженнях – соснові та березово-соснові ліси здебільшого з осоково-пухівково-сфагновим покривом.

На дерново-підзолистих пилувато-піщаних та супіщаних ґрунтах плоских водно-льодовикових та озерно-льодовикових рівнин, де сосна висаджувалася на місці дубово-соснових та сосново-дубових лісів, через

поступове проникнення під намет сосни дуба культури сосни з часом перетворюються у відповідні мішані ліси з чорницевим, орляковим або широкотравним покривом.

Становлення і розвиток рослинного покриву супроводжується зростанням його ролі як бар'єра (буфера) в міграції радіонуклідів. На 4–5 рік після аварії, коли рослини почали отримувати радіонукліди переважно через кореневі системи, розпочався біологічний кругообіг радіонуклідів. Поглинання радіонуклідів коренями рослин, їх пересування по судинах до асимілюючих органів та в зворотному напрямку і, нарешті, виведення радіонуклідів з рослин при опаданні листя та глиці, старої кори і сухих гілок, плодів і насіння, пилку, при відмиранні кореневої та надземної маси трав'янистих рослин закінчувалося поступовим розкладом органіки з виділенням радіонуклідвміщуючих сполук в середовище, звідки вони знову вільно поглинаються коренями рослин. При цьому радіонукліди, залучені до біологічного кругообігу, починають включатися у тканини рослинних компонентів, інтенсивно акумулюватися в їх багаторічних органах, зокрема в деревині, багаторічних коріннях, кореневищах тощо. В разі депонування в деревині радіонукліди виключаються із середовища. Тривалість цього процесу залежить від доступності радіонуклідів кореневому поглинанню і може тривати кілька десятків років. При переході радіонуклідів у розчинні форми тривалість цього процесу значно скорочується. Кількість депонованих радіонуклідів за рік залежить від породи дерев, (за зменшенням їх вмісту в деревині серед основних порід встановлено такий ряд: сосна>береза>осика>дуб), від їх віку (молоді дерева інтенсивніше ростуть і поглинають мінеральні речовини), від стану насадження та категорії дерев (пригнічені, середні і домінуючі в деревостані дерева поглинають мінеральні речовини з різною інтенсивністю), від рівня забруднення території (коефіцієнт поглинання, а відповідно і депонування зростає зі збільшенням забрудненості), від характеру екотопу (трофність та вологість ґрунтів є інтегральними показниками, які визначають особливості живлення лісових насаджень і інтенсивність надходження радіонуклідів).

Наприклад, при забрудненні нижче 100 кБк/м² питома активність дуба у 5–7 разів менша, ніж в сосни, а при забрудненні понад 275 кБк/м² – до 15–20 разів. Береза, яка є другим після сосни накопичувачем радіонуклідів у деревині в поліських лісах, за високої щільності забруднення може перевершувати останню. При забрудненні понад 3000 кБк/м² деревина сосни концентрує 21,4 кБк/кг, тоді як береза – 23,3, а дуб за таких умов – в 10 разів менше (В.О. Іпатьєв та ін., 1994). На забруднених радіонуклідами територіях (зона відчуження ЧАЕС) сосна характеризується більш інтенсивним накопиченням ¹³⁷Cs, тоді як береза та осика, як кальцефільні породи – ⁹⁰Sr (М.Д. Кучма та ін., 2001).

Треба вказати на двоїсту роль рослинності у горизонтальній міграції радіонуклідів. Загальновідомо, що сталий рослинний покрив затримує

твердий стік, екранує частину поверхні ґрунту. Але ступінь захисту ґрунтового покриву від ерозії і розвитку дефляції не є єдиним проявом впливу рослинності на рівень концентрації радіонуклідів у повітрі. Підвищення такої концентрації часто співпадає з певними етапами фенологічного розвитку окремих груп рослин такими як цвітіння, частково плодоношення. Вітрозапильні рослини (більшість дерев, злаки, полини) продукують велику кількість пилку, який здійснюється у повітря навіть слабким вітром, може досить довго триматися у повітрі і розноситися на сотні кілометрів. Цим створюється біогенний шлях повітряного переносу радіонуклідів. Деяка частина пилку вітрозапильних рослин, як відомо, може розноситися на досить значну відстань.

7.2. Джерела опромінення лісу

Для інтерпретації явищ, що відбуваються в лісовій екосистемі під дією радіоактивних випромінювань, необхідно отримати інформацію про дози опромінення популяцій, що складають її угруповання.

За геометричними ознаками джерела випромінювань можна розділити на два типи – точкові й розподілені (по поверхні або об'єму). Залежно від типу джерела розподіл поглинених доз по горизонталі й вертикалі лісової екосистеми будуть істотно розрізнятися.

Точкові джерела. Джерела цього типу (на основі ^{60}Co і ^{137}Cs) застосовуються в експериментальних дослідженнях для вивчення впливу ядерних випромінювань на екологічні системи в природних умовах. Інтерес для радіоеколога становлять лише сильно проникаючі випромінювання (γ -випромінювання і нейтрони) від таких джерел; слабо проникаюче β -випромінювання поглинається в самому джерелі й поблизу нього, і його внесок у поглинену дозу вже на відстані 1 м від джерела незначний.

Розподілені джерела. Джерела цього типу виникають при забрудненні лісу радіоактивними випаданнями з атмосфери, надходженні в ґрунт продуктів переробки уранових руд – рудних відвалів і шахтних вод і т.д.

У випадку розподілених джерел дози опромінення рослин і тварин у лісі складаються з наступних компонентів:

1. Дози зовнішнього опромінення, в основному від випромінювання радіонуклідів, затриманих рослинним покривом і тих, що надійшли на поверхню ґрунту.

2. Дози внутрішнього опромінення від інкорпорованих радіонуклідів.

Їхній внесок у загальну дозу опромінення може бути визначений розрахунковим методом за даними про розподіл радіонуклідів у компонентах екосистеми та динаміку цього розподілу в часі.

Зокрема, радіаційне ураження лісових екосистем в зоні відчуження Чорнобильської АЕС не набуло масового характеру. Загинули лише соснові ліси на території близько 600 га, що склало 0,16% всіх лісів зони. За ступенем радіаційного впливу зовнішнього γ -випромінювання встановлено 4 зони пошкодження сосни:

– *зона летальна*, де поглинена доза перевищувала 20 Гр і сосна повністю загинула, а листяні породи на певний час затрималися в рості і розвитку;

– *зона сублетальна* (від 10 до 20 Гр), де основна частина деревостану сосни загинула, а окремі живі дерева на 2–3 роки припинили приріст;

– *зона середнього пошкодження* (від 6 до 10 Гр) характеризувалася сильним пригніченням росту, появою морфозів та загибеллю окремих дерев;

– *зона слабого ступеня пошкодження* (0,6–5,0 Гр) відзначалася пригніченням росту та появою морфозів на другий-третій рік з поступовим відновленням усіх функцій протягом кількох років.

7.3. Розподіл джерел випромінювання в лісі при радіоактивних випаданнях

Кількісно взаємодію радіоактивних випадань із рослинним покривом виражають через *коефіцієнт затримання* (K_3). Він дорівнює відношенню кількості радіонуклідів, що випали, до затриманій надземною частиною рослин. Величина K_3 залежить від типу й віку деревостану, сезонних і метеорологічних умов і фізико-хімічної форми нуклідів, що випадають.

$$K_3 = C \cdot P / A_0$$

де C – концентрація радіонукліду в біомасі, Бк/кг;

P – біомаса на одиниці площі, кг/м²;

A_0 – щільність випадань, Бк/м².

Коефіцієнт затримання варіює залежно від конкретних умов у наступному діапазоні (табл. 7.2).

7.2. Коефіцієнт затримання для різних типів лісонасаджень (Р.Т. Карабань та ін., 1977)

Тип лісу	Вид забруднення	Коефіцієнт затримання, %
Сосновий підріст у віці 6–10 років, зімкнутість крон 1,0	обприскування крон розчинами ^{90}Sr	90–100
Соснове насадження у віці 6–10 років, зімкнутість крон 0,9	випадання частинок розмірами до 50 мкм з	80–100
Соснове насадження у віці 25 років, зімкнутість крон 0,8	випадання частинок розмірами до 100 мкм з	70–90
Соснове насадження у віці 30 років, зімкнутість крон 0,8	випадання вторинних (грунтових) частинок, піднятих з поверхні землі вітром	40–60
Березове насадження у віці 40 років до розпускання листків, зімкнутість крон 0,8	те ж	20–25

Деревна рослинність характеризується більш високою затримуючою здатністю відносно радіоактивних випадань у порівнянні із трав'янистою (для якої K_3 складає у середньому 25%). Це обумовлено великою біомасою крон, їхньою кращою розчленованістю й більшим відношенням поверхні листків і глиці до їхньої маси, завдяки чому деревний ярус виконує роль фільтра, що здатний затримувати значну кількість радіоактивних частинок. Тому сухі радіоактивні випадання надходять на земну поверхню у відносно невеликих по масі кількостях, недостатніх для повного насичення крон, а K_3 радіоактивних випадань ярусом деревних рослин можна прийняти рівним ступені зімкнутості крон, за винятком листяних лісів у період, коли дерева позбавлені листків (затримуюча здатність деревного ярусу в цьому випадку виявляється приблизно втричі нижчою).

Безпосередньо після випадання радіонуклідів починається їх вертикальна й горизонтальна міграція під дією вітру, атмосферних опадів і з листовим опадом, у результаті чого радіонукліди поступово переміщуються з верхніх частин крон у нижні, а потім – під полог лісу.

Важливим фактором, що впливає на швидкість очищення крон від радіонуклідів, є сезонні умови. Час, за який із крон видаляється 50% затриманого ними радіонукліда, називається період напіввтрат або період напівочищення і він різний для різних типів лісів.

Очищення надземної частини деревостану при надходженні радіонуклідів у складі твердих частинок також залежить від того, у яку пору року відбуваються випадання. Так, при надходженні радіонуклідів навесні період напівочищення крон хвойних деревостанів становить 4 міс, а при осінньому надходженні – 10–12 міс. Природне самоочищення надземної частини дорослих деревостанів відбувається у 10–25 разів повільніше в порівнянні із трав'янистою рослинністю, для якої період напіввтрат продуктів поділу, що надходять у складі радіоактивних випадань, складає 12–14 днів. При осінньо-зимових випаданнях швидкість переходу радіонуклідів під полог крон залежить від типу лісу. У листяних лісах понад 50% радіонуклідів, що надійшли до крони, потрапляє до лісової підстилки після закінчення осіннього листопаду. Експериментальними багаторічними дослідженнями круговороту ^{89}Sr у дорослому березовому й сосновому лісах після разового осадження радіонукліду показано, що тривалість етапу, протягом якого до 90% радіонукліда переміщається під полог лісу, складає у березових насадженнях близько 1 року, у соснових – від 3 до 5 років, що пов'язане зі значною тривалістю життя глиці й структурою кори гілок. Після завершення цього етапу основним джерелом надходження радіонуклідів у надземну частину деревних рослин стає ґрунт. Період, протягом якого 50% радіонуклідів, що випали, надходить у ґрунт і стає доступним для кореневого засвоєння, у березовому лісі складає близько 4–5 років, у сосновому лісі – 8–9 років. Це обумовлено відмінностями в темпах самоочищення крон і швидкості мінералізації підстилки в листяному й хвойному лісах

7.4. Дози опромінення організмів, що живуть у різних ярусах лісу, при радіоактивних випаданнях

У лісових насадженнях поверхня лісової підстилки й ґрунту, рослини нижніх ярусів і тварини, що живуть під пологом лісу, захищені від потрапляння радіоактивних речовин. Тому в початковий період найбільш інтенсивному опроміненню піддаються крони деревних рослин верхнього ярусу. З часом, коли радіонукліди під дією атмосферних опадів і вітрів переміщуються в нижні яруси, опромінення верхнього ярусу лісової екосистеми слабшає, але одночасно підсилюється опромінення організмів нижніх ярусів.

Відмінності в проникаючій здатності різних видів випромінювання призводять до того, що β - і γ -випромінювання в умовах радіоактивного забруднення лісової екосистеми відіграють різну роль в опроміненні організмів залежно від розмірів і видових особливостей останніх.

Для відносно великих тварин, розміри яких набагато перевищують пробіг β -частинок, зовнішнє β -випромінювання як джерело радіаційної небезпеки

відіграє другорядну роль. Це пояснюється тим, що при малій величині відношення поверхні тіла до його маси кількість затриманих радіоактивних частинок в розрахунку на одиницю маси тіла (а отже, і величина поглиненої дози β -випромінювання) виявляється відносно невеликою. Крім того, β -частинки, затримані на поверхні тіла, поглинаються переважно в шкірно-волосяному покриві й у підшкірному жировому шарі. Життєво важливі внутрішні органи великих тварин надійно захищені від зовнішнього β -випромінювання цими зовнішніми тканинами. Ще менший внесок у поглинену дозу дають β -частинки, що випускаються радіонуклідами, що випали на поверхню ґрунту й на навколишні предмети. Основну роль у зовнішньому опроміненні грає γ -випромінювання радіонуклідів, що відклалися на тілі тварини й у навколишньому середовищі.

На відміну від цього у дрібних лісових тварин – мишоподібних гризунів, птахів, комах розміри тіла порівняні з довжиною пробігу β -частинок. Для таких тварин внесок зовнішнього β -випромінювання в дозу опромінення життєво важливих органів може виявитися більшим, ніж внесок γ -випромінювання (табл. 7.3).

7.3. Дозові навантаження на мишоподібних гризунів на модельних ділянках в зоні відчуження ЧАЕС (В.А. Гайченко та ін., 2001)

Ділянка	Середньодобова потужність дози, 10^{-3} сГр/добу		
	Зовнішнє γ -опромінення	Зовнішнє β -опромінення	Внутрішнє β -опромінення
Черевач	2.4	24	0.043
Залісся	2.16	20.6	0.043
Копачі	14.4	151	0.124
Чистогалівка	137	1440	5.05

Ще значніша роль β -випромінювання у випадку радіоактивного забруднення рослинного покриву. Більшість рослин мають сильно розчленовану форму й велику поверхню асимілюючих органів; у деяких рослин ці органи опушені волосками. У більшій частині видів деревних і трав'янистих рослин відношення площі поверхні асимілюючих органів до біомаси складає 10–100 $\text{cm}^2/\text{г}$, тобто на два порядки вище, ніж у ссавців, і приблизно на порядок вище, ніж у великих і середніх комах. Крім того, життєво важливі органи рослин (асимілюючі й генеративні), як правило, відкриті й не захищені від потрапляння на них радіоактивних речовин.

Розчленованість і опушеність листків і інших надземних органів, а також їхня велика поверхня сприяють утриманню рослинами значної частини осідаючих на рослинний покрив часток радіоактивного пилу й атмосферних опадів. Пов'язані з ними радіонукліди розподіляються з тим чи іншим ступенем рівномірності по всьому обсягу надземної частини рослинного покриву. При

такому розподілі більша частина енергії β -випромінювання поглинається безпосередньо в біомасі рослин.

Частка енергії γ -випромінювання, що поглинається в біомасі рослинного покриву, звичайно не перевищує кількох відсотків, і лише для лісу вона досягає 10–15%. Тому при радіоактивному забрудненні лісу й інших типів рослинного покриву головну радіаційну небезпеку для деревних і інших рослин становить β -випромінювання. Його внесок в поглинену дозу, що накопичується асимілюючими й репродуктивними органами рослин, приблизно на порядок, а в деяких випадках у кілька десятків разів може перевищувати внесок γ -випромінювання.

При аеральному забрудненні лісу довгоживучими радіонуклідами тривалість періоду опромінення може скласти кілька років; такий режим опромінення називається хронічним. Відповідно до цього при однаковій вихідній кількості радіонуклідів, що випали на одиницю площі, більш високою (майже на два порядки) виявляється й величина поглиненої дози в кронах деревних рослин. Крім того, після переміщення основної частини радіонуклідів під полог лісу значні дози опромінення отримує не тільки наземна частина деревних рослин, але й мешканці нижніх ярусів лісу – молоді сходи й кореневі системи деревних і трав'янистих рослин, ґрунтові безхребетні, що живуть у лісовій підстилці й верхньому шарі ґрунту. Це обумовлено тим, що саме тут зосереджується основна частина радіоактивних речовин, що мігрують із крон деревних рослин у складі рослинного опаду й дощової води.

Дози опромінення крон деревних рослин за інших рівних умов залежать від сезонних умов у перший період після радіоактивних випадань, тому що ці умови впливають на швидкість природної дезактивації крон, що найбільш інтенсивна в період вегетації рослин (табл. 7.4).

7.4. Розподіл поглинених доз β -випромінювання (Гр/добу) по вертикалі хвойного лісу при радіоактивних випаданнях з атмосфери суміші радіонуклідів у кількості 10^9 Бк/м² в осінній період (Д.А. Криволуцький та ін., 1989)

Час із моменту випадань	Поверхня ґрунту	Поверхня підстилки, 2 см	Нижня частина крон, 3 м	Середня частина крон, 6–7 м	Верхня частина крон, 9–10 м
Випадання суміші довгоживучих радіонуклідів ⁹⁰ Sr і ¹³⁷ Cs, місяці					
0	0.04	0.16	1.3	1.8	1.0
1	1.0	5.6	2.0	1.0	0.7
7	1.4	7.0	0.8	0.9	0.5
21	1.4	6.2	0.5	0.4	0.2
33	3.7	2.4	0.15	0.05	0.03
45	5.6	1.2	0.08	0.03	0.015

Випадання суміші продуктів миттєвого поділу добового віку, доби					
0	0.04	0.16	1.3	1.8	1.0
5	0.03	0.45	0.18	0.20	0.12
30	$1.5 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-2}$	$1.5 \cdot 10^{-3}$	$1.5 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-3}$

7.5. Роль екологічних факторів в опроміненні організмів у природних умовах

Використаний у дозиметричних оцінках прийом усереднення розподілу радіонуклідів по об'єму, що займає кожний ярус угруповання, лише грубо наближає розрахунок до можливих реальних ситуацій. При цьому не враховується просторова неоднорідність дозового поля в межах кожного ярусу, обумовлена неоднорідним розподілом самих випромінювачів навіть у межах відносно невеликих ділянок забрудненого лісу або екрануванням від опромінення одних організмів іншими. Внаслідок цього деяка частина особин при летальних середніх рівнях радіоактивного забруднення може одержати дозу менше летальної й вціліти. Наприклад, при загибелі дерев верхнього ярусу, викликаній радіоактивним забрудненням лісу, колишня структура лісонасадження може бути відносно швидко відновлена за рахунок збереженого підросту, захищеного від β -випромінювання кронами материнських дерев.

Механізми захисту від опромінення в лісових угрупованнях не обмежуються екрануючою дією верхнього ярусу відносно нижнього. У багатьох видів рослин є підземні органи (сплячі бруньки, кореневища й т.п.), захищені від опромінення шаром ґрунту. Тому вони можуть за інших рівних умов витримувати більш тривале опромінення в порівнянні з іншими видами.

Багато тварин також значну частку часу проводять під землею – у ґрунтовій товщі, у норах або в дуплах дерев, де дози випромінювання нижчі, ніж на відкритій поверхні. Експериментально це показано при опроміненні популяцій дрібних гризунів у природних умовах. Виявлено, що дози опромінення в середовищі (біля поверхні землі), які викликали значне скорочення чисельності популяції цих гризунів, майже на порядок перевершували летальні дози опромінення тих же видів в умовах лабораторного експерименту.

Можна припустити, що ці тварини при інтенсивних радіоактивних випаданнях можуть залишити забруднену територію або вкритися тимчасово в норах і притулках. Таким чином, просторова нерівномірність розподілу поглинених доз, що накопичуються різними компонентами угруповання, здатна вплинути на його подальшу долю, на зміни його структури й функціонування окремих його компонентів.

7.6. Вплив γ -випромінювання на лісовий біогеоценоз. Хронічне опромінення лісу

Цінна інформація про реакції лісової екосистеми на дію іонізуючої радіації була отримана у великомасштабних експериментах з опроміненням природних угруповань, у тому числі й лісових, потоками γ -квантів і нейтронів від потужних точкових джерел. Серія таких експериментів була проведена зарубіжними вченими: опромінення лісових екосистем від джерел γ -випромінювання (^{137}Cs або ^{60}Co) у Брукхевенській національній лабораторії США, дощового тропічного лісу в Пуерто-Ріко, широколистяного лісу в штаті Вісконсин у США, лісу середземноморського типу у Франції, а також вплив на хвойно-листяні ліси випромінювань (γ -випромінювання й потік нейтронів) від реактора без захисту в штаті Джорджія в США і в Ок-Ріджській національній лабораторії США. У цих великомасштабних досліджах виявлені основні дозові залежності ураження різних компонентів лісових угруповань, описані феноменологічні радіаційні зміни в лісових екосистемах, досліджені питання пострадіаційного відновлення лісу.

Опромінення, обумовлене радіоактивними випаданнями, може викликати серйозні порушення в навколишньому середовищі внаслідок радіаційного ушкодження флори й фауни. Ступінь такого ушкодження корелює із щільністю радіоактивного забруднення. Радіаційний вплив на природну рослинність містить у собі такі явища, як зовнішнє опромінення угруповань рослин, поглинання ними радіонуклідів і біологічна реакція на опромінення. Розподіл радіонуклідів в екосистемі залежить від видової структури фітоценозів і їхньої фотосинтезуючої активності. У зв'язку із цим реакція наземних угруповань буде різною (табл. 7.5).

7.5. Реакція угруповань наземних рослин на γ -опромінення (В.К. Савченко, 1997)

Угруповання	Мінімальна доза, Гр	Зміни, що виявляються
Лишайники	2300 2000	Коефіцієнт угруповання Індекс розмаїтості Індекс подоби Індекс біомаси
Трави	150-500 100-900	Коефіцієнт угруповання Індекс розмаїтості Індекс біомаси
Дубово-	250	Коефіцієнт

сосновий ліс	420	угруповання Індекс розмаїтості
Листяний ліс	40	Індекс біомаси
Сосновий ліс	3	Коефіцієнт угруповання

Радіобіологічні ефекти, викликані γ -випромінюванням радіонуклідів, затриманих кронами, найбільше детально вивчені для сосни звичайної і берези бородавчастої. Специфіка радіаційного ушкодження деревних рослин виявляється в тому, що листки, глиця й апікальна меристема ушкоджуються насамперед у нижній і середній частині крон. Верхні пагони зберігають свою життєздатність при всиханні до 95% крони, при цьому апікальна меристема головного пагона, хоча вона й відноситься до найбільш чутливих тканин дерева, залишається неушкодженою. Це обумовлене відносно швидким очищенням верхньої частини крон від радіонуклідів під дією вітру й атмосферних опадів. Саме тому радіаційне ушкодження має ярусний характер. Найменш стійкі до радіоактивних випадань дерева другого ярусу і підріст; дерева верхнього ярусу, крони які краще продуваються вітром і промиваються атмосферними опадами, уражаються в меншому ступені. Почасти зазначені відмінності в стійкості можна пояснити також загальним ослабленням дерев другого ярусу у зв'язку з обмеженим надходженням до них світлової енергії. Що ж стосується самосіву сосни, що виростає під захистом крон материнських дерев, те загиблі сіянці приурочені в основному до просвітів між деревами. У них насамперед пошкоджується апекс як найбільш радіочутливий орган. Сіянці, захищені кронами материнських дерев, ушкоджуються в меншому ступені.

Фенологічні зміни. Один із проявів дії іонізуючих випромінювань на рослини – зсув сезонних явищ у часі. Фенологічні зміни під дією опромінення спостерігаються у деревних рослин, що в свою чергу, викликає певні біоценологічні наслідки.

Весняне пробудження дерев починається з того моменту, коли середньодобова температура досягає 5°C и вище. Фенологічні спостереження показали, що розпускання листків в опромінених насадженнях запізнюється. Затримка термінів розпускання листя у сильно пошкоджених насадженнях (при дозі 100–200 Гр) складала за сумою ефективних температур близько 30 градусів на добу. За часом це відповідало 7–9 дням. Через 5 років з часу радіоактивного забруднення картина фенологічних змін змінюється і через 7 років весняне розпускання листків у забруднених насадженнях відбувається у звичайні терміни.

Для значної частини видів трав'янистих рослин, що виростають під пологом опроміненого лісу, потужність поглиненої дози понад 0,45 Гр/добу є летальною. При цьому спостерігається чітко виражений добір,

що проявляється в кращому виживанні багатолітників, у яких є підземні, захищені від опромінення багаторічні бруньки. Місце, що вивільняється в угрупованні радіочутливими видами, займають більш радіорезистентні види, такі, як осока, дрібнопелюстник канадський, які у звичайних умовах не є характерними для лісового угруповання.

Зокрема, у польовому експерименті з опроміненням луку протягом двох років від установки ^{137}Cs дозами до 1400 Гр, проведеному Є.Г. Смирновим та ін. (1983) описані радіаційні ефекти у дикоростучих видів. Так, спостерігалися фенологічні зрушення у опроміненних рослин при дозах близько 100–200 Гр, численні й різноманітні морфологічні зміни у рослин при дозах від 25 до 73 Гр. Встановлено, що при весняному опроміненні доза вище 25 Гр викликає істотні зміни видового складу угруповання, а доза понад 200 Гр приводить до руйнування фітоценозу. Стає очевидним, що *чим вище доза опромінення, тим простіше структура угруповання, що утворюється на місці опроміненого лісу.*

Слідом за змінами, викликаними безпосередньо опроміненням, у структурі лісового ценозу відбуваються подальші зміни у зв'язку з порушенням колишньої й виникненням нової біоценотичної обстановки в угрупованні.

У лісовій екосистемі кожен вид займає певну екологічну нішу й перебуває в стані відносної екологічної рівноваги з іншими компонентами біоценозу. *Випадання будь якого виду зі складу ценозу, незалежно від причин, що його викликали, порушує рівновагу й взаємозв'язки між окремими популяціями організмів і середовищем їхнього перебування і дає початок подальшій перебудові угруповання.* Комбінована дія опромінення й умов мікроклімату, що змінилися, призводить до виключення, наприклад, напівчагарників приблизно при тих же дозах, які викликають ушкодження крон деревних рослин верхнього ярусу. Їхнє місце займають більш світлолюбні й більш радіостійкі види. Ушкодження деревних рослин звичайно супроводжується також зменшенням їхньої стійкості стосовно шкідників лісу – рослиноїдних комах, хвороботворних грибів і бактерій.

Деревні рослини, що були опромінені в сублетальних дозах і втратили частину листя, зазнають масового нападу попелиць, у той час як чисельність цього шкідника в неопроміненому лісі є незначною. На ослаблених іонізуючим випромінюванням деревах спостерігалось також значне збільшення чисельності жуків-короїдів. Діяльність комах-шкідників у деяких випадках наносить ушкодженням деревам відносно більший збиток, ніж здоровим навіть при однаковій чисельності шкідників, тому що біомаса листів і глищі (тобто харчові ресурси комах) в опроміненому лісі менше, ніж у неопроміненому. Ослаблення стійкості опромінених дерев до впливу комах-шкідників збільшує пошкоджуючий вплив іонізуючих випромінювань, що може призвести

лісонасадження до загибелі при дозах, що не викликають безпосередньої загибелі деревних рослин.

7.7. Вплив радіоактивного забруднення на рослини під пологом лісу

В оцінюванні наслідків впливу іонізуючих випромінювань на лісові екосистеми важливе місце належить пострадіаційним ефектам, обумовленим порушенням взаємозв'язків між різними компонентами лісового угруповання в результаті радіаційного ураження лісу.

Прикладом пострадіаційних порушень є зміни в трав'яному покриві лісу, обумовлені ураженням деревного ярусу. Радіостійкість угруповань трав'янистих рослин на порядок вища ніж деревного ярусу. Радіаційні ефекти в трав'янистих рослин при опроміненні в дозах до 200 Гр, як правило, незначні й виражаються звичайно в короточасному пригніченні або посиленні росту, променевих опіках і тератогенних ефектах. Радіаційне ураження лісонасадження при гострому γ -опроміненні призводить до зрідження деревостану, збільшенню освітленості нижніх ярусів лісу й зміні інших мікрокліматичних параметрів під його пологом (проникнення атмосферних опадів, вологість, температура), що й викликає зміни в складі й структурі угруповання трав'янистих рослин під пологом лісу.

При високих рівнях радіоактивного забруднення, коли крони деревних рослин ушкоджені, безпосередній вплив іонізуючих випромінювань на організми, що живуть під пологом лісу, сполучається із впливом мікрокліматичних умов, що змінилися. Повне або часткове відпадання асимілюючих органів ушкоджених дерев і викликане їм зменшення густоти крон приводять до збільшення притоку тепла й світла до ґрунту, поліпшенню його прогрівання.

Так, у сильно ушкоджених змішаних сосново-березових насадженнях кількість світлової енергії, що проникає під полог лісу, збільшується в літній період в 5 разів, температура верхнього шару ґрунту підвищується на 1–2°C, збільшується й кількість атмосферних опадів, що надходять у ґрунт, а витрати вологи на транспірацію ушкоджених дерев скорочуються у декілька разів. Навесні внаслідок затримки розпускання листів берези значно подовжується період, протягом якого сонячна радіація безперешкодно проникає в нижні яруси лісу.

Зміни мікроклімату в опроміненому лісі при сублетальних і летальних дозах починають проявлятися лише через два роки після опромінення, коли в основному завершується дефоліація ушкоджених дерев та починається відпадання всихаючих гілок і вивал стовбурів загиблих дерев. Збільшення освітленості й кількості атмосферних опадів, що досягають поверхні ґрунту, сприяє кращому розвитку трав'яного покриву й супроводжується збільшенням його підземної фітомаси у 1,5–3,5 рази у порівнянні з контрольним (неопроміненим) насадженням головним чином за рахунок посилення вегетативного розмноження світлолюбних видів.

Новий мікроклімат сприяє розвитку потужного трав'яного покриву, особливо ефемерів, весь цикл яких проходить навесні до розпускання листя берези. На експериментальних ділянках, де сосна загинула, а береза сильно ушкоджена, біомаса трав'янистих рослин збільшується в 3–5 разів у порівнянні з однотипними неопроміненими насадженнями. Відзначимо, однак, що подібне явище спостерігається при ушкодженні лісу не тільки під дією опромінення. Розкриття деревного пологую після лісових пожеж або при масовому ушкодженні насаджень шкідниками лісу також супроводжується різким збільшенням щільності трав'яного покриву із заміною тіньюлюбних видів світлолюбними.

На забруднених лісових ділянках виявляються також зміни видового складу трав'янистих рослин. Через 2–3 роки після забруднення домінуючим видом у складі угруповання під пологом ушкоджених дерев стають рослини, здатні до вегетативного розмноження від кореневищ, захищених від опромінення шаром ґрунту. Із часом домінуючими стають світлолюбні високорослі види рослин з потужною кореневою системою, що витісняють хоча й радіостійкі, але відносно низькорослі рослини такі, як суніця лісова, осока рання і деякі інші.

Існує думка, що тривале перебування популяцій рослин і тварин у середовищі з підвищеним фоном іонізуючих випромінювань запускає адаптаційні механізми, спрямовані на пристосування популяцій до цих умов, що змінилися. Проте можна припустити, що в умовах хронічного впливу підвищеного фону іонізуючих випромінювань на гетерогенну за радіочутливістю популяцію організмів відбувається добір радіостійких форм.

7.8. Вплив опромінення на фауну в лісовій екосистемі

Безпосереднє опромінення й зміна структури лісового ценозу та мікроклімату лісу в результаті радіоактивних випадань впливають на лісову фауну. Однак реакції різних видів тварин, обумовлені безпосередньою дією опромінення, неоднакові. Це пояснюється міжвидовими відмінностями в радіочутливості на різних стадіях онтогенезу й різних умов місцеперебування і живлення тварин. Вміст радіонуклідів у кормі обумовлює нагромадження радіонуклідів в організмі тварин, а отже, і величину дози опромінення від інкорпорованих радіонуклідів. Від місця перебування залежить величина дози зовнішнього опромінення через неоднорідність розподілу радіонуклідів і доз γ - і β -випромінювання по вертикалі насаджень.

При оцінці результуючого впливу радіоактивного забруднення лісу на популяції організмів необхідно враховувати всі фактори – радіобіологічні (безпосередня дія опромінення) і радіоекологічні, обумовлені зміною біоценотичних взаємовідносин між організмами і середовищем їхнього перебування.

Вплив випромінювання особливо помітний в екстремальний період існування тварин, коли воно підсилює дію всіх несприятливих факторів; тому при хронічному опроміненні місцевості загибель тварин буває особливо великою в зимовий період. В цілому, в забруднених екосистемах проявляється тенденція до спрощення ценозу при підвищеному вмісті ^{90}Sr у ґрунті навіть відносно тих тварин, загальна чисельність яких не змінюється. Особливо показові такі зміни для мешканців підстилки й самого верхнього горизонту ґрунту – загальна кількість безхребетних виявляється не вищою, ніж у контролі. На дослідних лісових ділянках у ґрунті майже повністю зникають багатоніжки, скорочується чисельність павуків і дощових черв'яків. Одночасно збільшується чисельність хижаків, і особливо некрофагів – споживачів мертвих тварин. Це може служити показником порушеності ценозу й, можливо, підвищеної загибелі тварин на експериментальній ділянці.

Повністю співпадаючі дані були отримані при вивченні наслідків аварії на Чорнобильській АЕС при домінуючому забрудненні ґрунту ^{137}Cs . Зміни фауністичних комплексів ґрунтово-надґрунтового ярусів також показало домінування в перші 7 післяаварійних років хижих комах і некрофагів (мертвоїдів і труподів) і істотне зниження чисельності фітофагів (табл. 7.6). Для інших мікроартропод (ногохвосток, гамазових кліщів і ґрунтових кліщів різних груп) на опроміненних ділянках характерне скорочення чисельності й порушення рівномірності заселення. На дослідних ділянках багато проб зовсім не містили ні гамазид ні ногохвісток.

7.6. Чисельність комах ґрунтово-надґрунтового ярусу (% попадання в пастки) в перші 7 років після аварії на ЧАЕС (В.А. Гайченко, В.М. Стовбчатий, В.М. Титар, 2009)

Полігон	Група	Роки						
		1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
Нова Красниця	Туруни	48,64	33,99	19,05	26,10	54,95	92,50	48,85
	Мертвоїди	47,28	63,70	74,44	71,30	34,91	3,50	0,23
	Пластинчастов усі	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,92
Лісництво	Туруни	20,64	47,65	58,82	85,0	77,08	62,0	83,99
	Мертвоїди	0,63	1,17	23,47	9,30	4,65	2,90	0,0
	Пластинчастов усі	67,50	44,14	5,88	3,70	13,63	17,30	0,94
Рудий ліс	Туруни	-	-	46,16	57,59	73,23	95,30	80,78
	Мертвоїди	-	-	38,08	33,40	3,73	1,10	0,0
	Пластинчастов усі	-	-	0,0	1,80	0,0	1,50	0,0

Навіть відносно значні кількості радіонуклідів у ґрунті не здійснюють помітної негативної дії на населення мурашок. Відсутність пригнічуючого впливу підвищеного фону іонізуючого випромінювання на населення мурах може бути пояснене тим, що радіостійкість дорослих мурах, як і більшості інших комах, дуже висока, а генетичні зміни в робочих стерильних особинах не можуть бути передані генетично. Очевидно, самки й личинки мурах, що перебувають в глибині мурашників, у значній мірі екрановані від випромінювання з навколишнього середовища поверхневими стінками мурашника.

Розглянуті результати досліджень з радіоекології наземних тварин свідчать про те, що надходження радіонуклідів у біоценоз може викликати глибокі зміни в угрупованні. Безпосередня дія опромінення на організми в цьому випадку носить вибіркового характер. Вибірковість пов'язана з відмінностями в радіочутливості та у дозах опромінення, обумовлених ярусною будовою лісового ценозу, а також приуроченістю місцеперебування організмів (і багатьох видів членистоногих у тому числі) до певного ярусу та їхньою здатністю до міграції у вертикальному й горизонтальному напрямках.

Аналіз даних про зміну рослинної фауни, мезофауни, мікроартропод і мікрофлори лісової підстилки, а також якісних моделей потоку біомаси й зольних елементів в екосистемі показав, що показником стану населення комах може бути їхня біомаса.

З лісових ссавців найбільші дози опромінення в порівнянні з іншими видами одержують мишоподібні гризуни. Вони накопичують досить високі дози β - і γ -опромінення не лише від інкорпорованих радіонуклідів, але й за рахунок зовнішнього опромінення від радіонуклідів, що утримуються в ґрунті, тому що розміри тіла гризунів, як вже відзначалося, порівнянні з довжиною пробігу β -частинок. Крім того, мишоподібні гризуни мають, зазвичай, невелику кормову ділянку в межах забрудненої території й тому акумулюють в організмі більшу кількість радіонуклідів, ніж крупні ссавці, кормовою базою яких є значні площі.

Вплив радіоактивного забруднення на популяції мишоподібних гризунів виявляється у підвищеній смертності звірків у зимовий період, коли дія опромінення сполучається із суворими кліматичними умовами й нестачею корму. У цей період смертність гризунів підвищується в декілька разів у порівнянні з контрольними популяціями. Опромінення викликає зниження плодючості тварин: число ембріонів у самок знижується, а тривалість періоду розмноження скорочується. Збільшується ембріональна смертність – ефекти особливо великі у самок першої вагітності. Це відбувається на фоні скорочення тривалості життя звірків, що призводить до порушення вікової структури популяції. Разом з тим збільшується швидкість відновлення популяції – до розмноження залучаються молодші вікові групи. Останнє можна розцінювати як вплив гомеостатичних популяційних механізмів, що

забезпечують підтримання чисельності популяції на рівні, достатньому для її існування.

В популяціях мишоподібних гризунів на забруднених ділянках виявляється помітне збільшення мінливості морфологічних і фізіологічних ознак – маси й довжини тіла, розмірів і будови черепа, складу крові й т.п. Збільшення мінливості, очевидно, істотно розширює потенційні можливості пристосування популяцій до існування в умовах підвищеного рівня іонізуючих випромінювань.

Розглянуті ефекти, хоча вони і є статистично значимими, не здійснюють істотного впливу на популяції мишоподібних гризунів. Це обумовлено тим, що середня тривалість їхнього життя у звичайних умовах відносно невелика (не більше 1 року) у зв'язку з високою смертністю через суворі погодні умови й діяльність хижаків. Тому скорочення тривалості життя на фоні високої природної смертності не позначається помітно на популяціях гризунів. Крім того, радіаційне ушкодження крон деревних рослин на забруднених ділянках й обумовлений ним розвиток потужного трав'яного покриву призводить до значного збільшення кормових ресурсів, що при високому потенціалі розмноження гризунів створює сприятливі умови для швидкого підвищення їхньої чисельності в теплий період року, коли дія опромінення проявляється в меншому ступені.

Подібні зміни відзначені в цей же період і в складі та структурі орнітологічних комплексів, у яких спостерігається поступове заміщення видів-домінантів – мігруючий вид строката мухоловка витісняє аборигенний вид велику синицю (рис. 7.2).

Спостереження за хребетними тваринами (особливо гризунами, зайцеподібними, копитними, рептиліями) на полігонах після випробування ядерної і термоядерної зброї, на площадках з високим локальним радіоактивним забрудненням також показали, що відбувається не тільки легко реєстроване нагромадження радіонуклідів, але й порушення популяційної структури. Так, зафіксована затримка розвитку й статевого дозрівання тварин, зменшення тривалості життя й стійкості до несприятливих впливів середовища, зниження плодючості, зростання мінливості морфологічних структур, більша ураженість хворобами й паразитами звірів і птахів на забруднених площах.

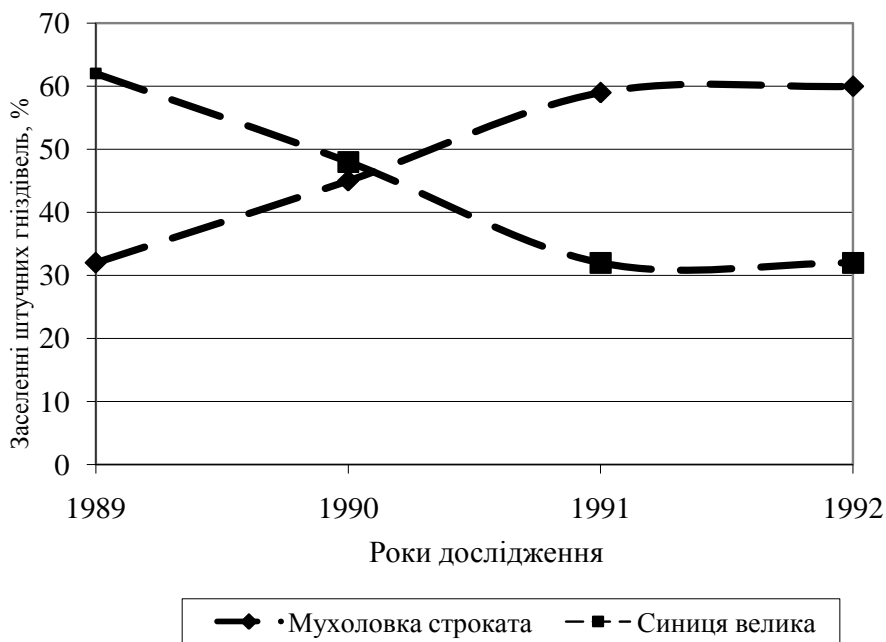


Рис. 7.2. Частота заселення штучних гніздувань птахами лісового комплексу (М.О. Габер, 1994).

7.9. Вплив іонізуючих випромінювань на тваринний світ відкритих ландшафтів

Екосистеми відкритих ландшафтів істотно відрізняються від лісових, в першу чергу, внаслідок іншої картини радіоактивного забруднення – відсутності вертикального розподілу радіонуклідів і прискореного, у порівнянні з лісами, кореневого надходження радіонуклідів до рослин. Складність радіоекологічної обстановки, що утворилася, на яку ще накладають свій вплив вторинні екологічні фактори, створює значні труднощі для об'єктивної оцінки наслідків подібного опромінення, особливо відносно природної біоти, що населяє найбільш забруднені ділянки. Разом з тим їх дослідження й прогнозування дуже важливе для пошуку шляхів послаблення можливих негативних явищ, викликаних радіоактивним забрудненням навколишнього середовища.

Вплив радіоактивного забруднення на рослинність відкритих екосистем принципово не відрізняється від впливу випромінювання на рослинність під пологом лісу, про що йшла мова вище. Деяка інша ситуація складається відносно тваринного населення, що відразу ж після формування поля забруднення потрапляє під комбінований його вплив – безпосереднє опромінення внаслідок аерального забруднення, а також споживання забрудненого корму.

Спостереження за хребетними тваринами на полігонах для випробування ядерної зброї показали, що відбувається не лише нагромадження радіонуклідів, але й порушення популяційної структури тварин. Так, відзначалися затримка розвитку і статевого дозрівання тварин, зменшення тривалості життя й стійкості до несприятливих умов зовнішнього середовища, зниження плодючості, зростання мінливості морфологічних структур, більша ураженість тварин хворобами й паразитами.

Дослідження, проведені на забруднених внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС відкритих ландшафтах, показали, що фауністичні комплекси відкритих екосистем відчули вплив не тільки радіоактивного забруднення, але й поліпшення загальної екологічної обстановки, пов'язаної із припиненням господарської діяльності на великій території. Лише наслідком поліпшення загальної екологічної обстановки – появою достатньої кормової бази, відсутністю фактора турбування, появою значного числа сховищ можна пояснити масове розмноження мишоподібних гризунів і збільшення чисельності великих копитних тварин (табл. 7.7 і рис. 7.3).

Разом з тим, щільність мишоподібних гризунів прямо пов'язана з середньодобовою поглиненою дозою – чим вона вище, тим нижче щільність гризунів на дослідних ділянках (рис. 7.4)

7.7. Динаміка середньої чисельності дрібних ссавців (В.А. Гайченко, 1996)

Полігон	зони	Роки
---------	------	------

відчуження ЧАЕС	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Копачі	30	2500	45	100	58	52	59	48	45
Н. Красниця	34	490	82	270	64	70	68	60	62

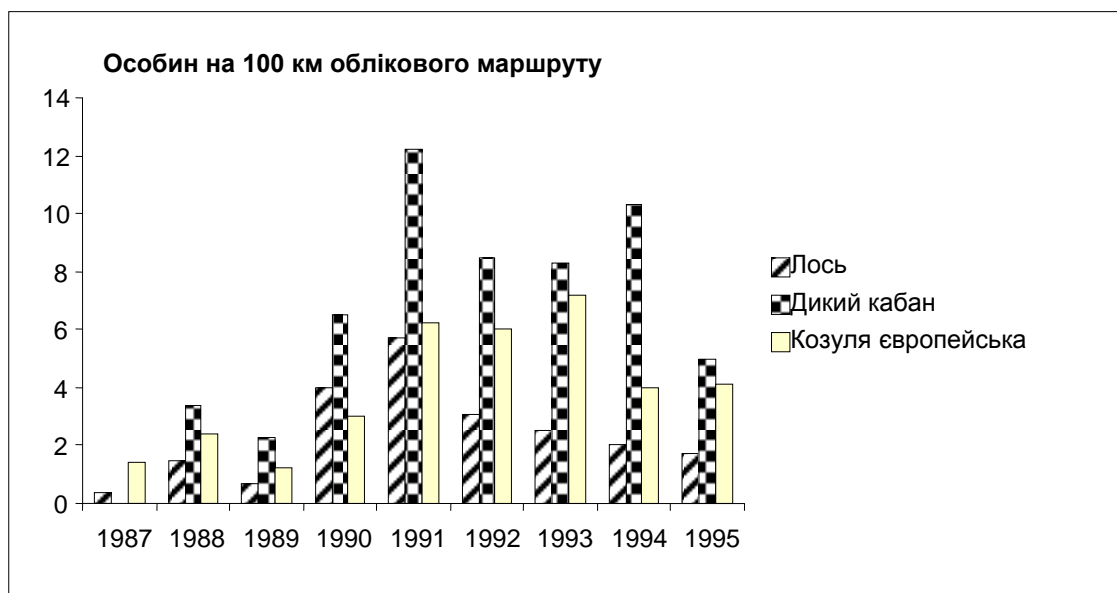


Рис. 7.3. Середня динаміка росту чисельності крупних копитних в зоні відчуження Чорнобильської АЕС за 10 років (В.А. Гайченко, 1996).

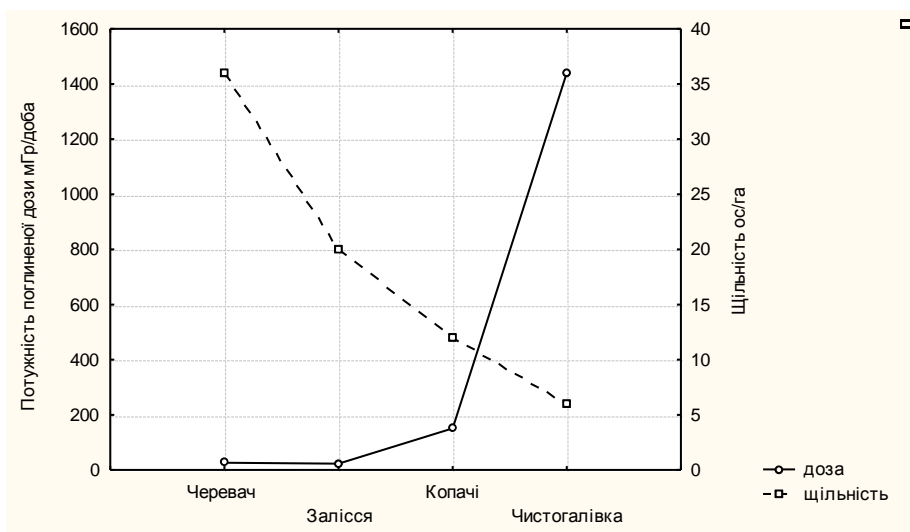


Рис. 7.4. Залежність щільності мишоподібних гризунів від поглиненої дози (В.А. Гайченко, 1996).

У зв'язку з цим викликає інтерес зниження чисельності мишоподібних гризунів як наслідок постійного опромінення, оскільки біотопічні умови змінювалися незначно, а рослинний покрив на колишніх агроценозах зони відчуження Чорнобильської АЕС являє собою пирійникові перелogi з вкрапленнями дрібнопелюстника канадського та енотери дворічної, тобто кормова база для зеленоїдних форм гризунів сприятлива.

У екосистемах відкритих ландшафтів зони відчуження Чорнобильської АЕС відбулася зміна домінуючих видів гризунів при практично незмінному рослинному покриві біотопів. Цей процес пов'язаний зі зміною режиму природокористування в зоні відчуження – утворенням перелогів і пустищ, а також з адаптацією мікромамалій до екологічних умов, що змінилися.

Як і для лісових екосистем відзначені зміни вікової структури популяцій в екосистемах відкритих ландшафтів, що свідчить про домінування в осінній період року (перед переходом популяції на зимівлю) молодших вікових груп тварин, тобто про підвищену смертність дорослих звірків. Про це ж свідчить, наприклад, розмноження звичайних нориць за маси, яка не досягла 15 г, що у звичайних умовах зустрічається досить зрідка й пов'язане з депресією чисельності. Існує пряма залежність між поглиненої гризунами дозою й віковою структурою популяцій (табл. 7.8).

7.8. Співвідношення поглиненої дози східноєвропейською норицею за 6 місяців і вікової структури її популяцій на різних полігонах (В.А. Гайченко, 1996)

Полігон	Поглинена доза, сГр	Вікова структура, %	
		молоді	старі
Чистогалівк а	321	80	20
Копачі	82	64	36
Черевач	3,6	50	50

Встановлене зниження плодючості звірків до 4,5 ембріони на одну самку. При цьому до розмноження залучаються молоді особини, чим досягається відносно стабільна чисельність популяції. Таке ж явище відзначене й для великої синиці, коли на найбільш забруднених ділянках 100% самок беруть участь у другій кладці.

Тут же слід зазначити, що перебування в умовах хронічного радіоактивного опромінення так само, як і в лісових екосистемах, призводить до зміни ряду морфологічних показників тварин, зокрема зміні у бік зменшення пропорцій черепа.

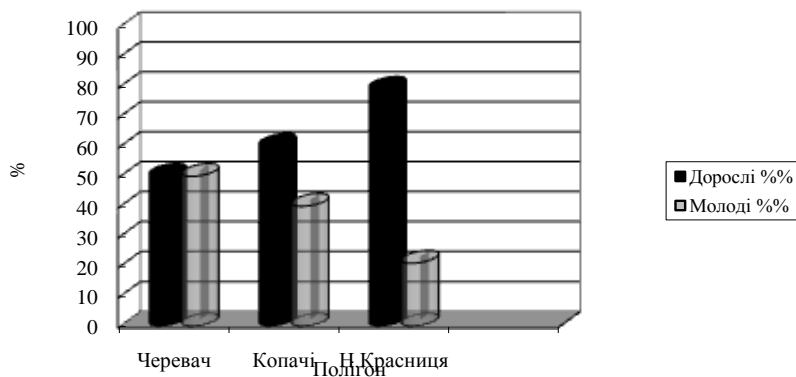


Рис. 7.4. Вікова структура популяцій звичайної нориці на ділянках з різною щільністю забруднення ґрунту (В.А. Гайченко, 1996).

Це явище можна розцінювати як загальне зниження цілісності особин, що складають конкретну популяцію при наявності певного пригнічення з боку навколишнього середовища. Таким фактором (серед багатьох інших) є підвищена радіоактивність середовища, що призводить до дестабілізації морфогенетичних процесів і порушенню кореляцій між різними ознаками організму. Непрямим підтвердженням цієї тенденції є істотне (на 30%) зменшення лінійних розмірів бліх, розвиток яких в експериментальних умовах проходив на забрудненому ґрунті (Л.О. Корнеєва, 1993).

Істотні зміни, пов'язані з хронічним опроміненням, прослідковуються в кількісному і якісному складі орнітокомплексів зони відчуження Чорнобильської АЕС та її найближчого оточення. Найбільшою мірою ці зміни стосуються синантропних видів і птахів водно-болотного комплексу

(табл. 7.9 і 7.10) як за щільністю гніздових популяцій, так і за успішністю розмноження.

7.9. Щільність гніздової популяції водоплавних птахів у Київському водоймищі, ос/га (О.Ю. Микитюк, 1995)

Вид птахів	Роки		
	1985	1989	1990-1991
Крижень	3.53	0.07	0.38
Сіра качка	0.02	-	-
Чирок-тріскунок	2.55	0.0006	0.13
Червоноголовий нирок	0.04	0.0	-
Лиска	3.10	0.0	-
Сіра чапля	0.05	2.21*	0.02 – 0.06
Велика біла чапля	0.01	2.12*	0.02 – 0.06
Крячки	4.50	90.48*	0.302

* Включаючи щільність на тимчасових водоймах зони відчуження

Для водоплавних птахів (крижень, чирки, нирки) при повній відсутності фактору турбування й прекрасній кормовій базі, що склалася в зоні відчуження після аварії, зниження чисельності може бути пояснено лише впливом опромінення.

7.10. Успішність розмноження крижня в зоні відчуження (О.Ю. Микитюк, 1995)

Рік	Кількість яєць	Кількість бовтунів на 100 яєць, шт	Ембріональна смертність, %	Загальний відхід, %
1985	3000	5 – 6	15 – 20	20 – 26
1987	11000	5 – 6	65 – 70	70 – 76
1988	2000	14 – 27	15 – 43	29 – 70

Таким чином, у відкритих ландшафтах виявляються такі ж закономірності, як і в лісових екосистемах – вплив радіоактивного забруднення фіксується практично на всіх рівнях організації екосистеми.

На організменному рівні ефекти радіаційної природи полягають у високому ступені мінливості ряду морфологічних ознак, що мають однакову спрямованість у різних груп тварин. Установлено, наприклад, достовірне зменшення лінійних розмірів тіла колорадських жуків і зменшення лінійних пропорцій черепа у східноєвропейської нориці, що мешкають в умовах хронічного опромінення. Для деяких комах характерним є збільшення флуктуючої асиметрії морфологічних ознак, що свідчить про зростаючий в популяції онтогенетичний "шум", що характеризує істотні порушення розвитку тварин.

Найбільш характерними для фауністичних комплексів є популяційні ефекти, які відзначаються тварин практично усіх типів суходільних екосистем. Так, у мишоподібних гризунів спостерігаються зниження плодючості, зміна вікової структури популяцій у бік прибулих тварин, що пов'язано в підвищеною смертністю старших вікових груп.

На забруднених радіонуклідами територіях помітне відхилення від норми в структурі ентомологічних комплексів, особливо тих, що мешкають у ґрунті, що виражається в зменшенні загальної чисельності фітофагів, особливо шкідників сільськогосподарських культур (покинуті агроценози) протягом 1987–89 рр., тобто до повного зникнення культурних рослин. У покинутих агроценозах внаслідок припинення господарської діяльності виникли сприятливі умови для розвитку ґрунтових жорсткокрилих поліфагів; У найменшій мірі забруднення місцевості радіоактивними випаданнями торкнулося ссавців, як крупних, так і дрібних. У цьому випадку слід зазначити, що сприятливі екологічні умови, що утворилися у зоні відчуження в значній мірі нівелювали негативний вплив радіоактивного

опромінення, незважаючи на те що питома радіоактивність органів і тканин диких ссавців відносно висока – близько $3,7 \cdot 10^3$ Бк/кг;

Серед всіх вивчених груп тварин птахи є критичною групою тому що саме вони найбільшою мірою реагують на радіоактивне забруднення ландшафтів, цілком ймовірно, внаслідок особливостей свого харчування, а також, що найбільше ймовірно, – розмноження. Характерною рисою періоду розмноження птахів є напруженість кальцієвого обміну, внаслідок чого самки "прокачують" через свій організм значну кількість кальцію й сполучених з ним ^{90}Sr і ^{90}Y . Сформована в процесі відкладання яєць шкаралупа (питома активність у ряді випадків досягає $4,81 \cdot 10^4$ Бк/кг) є істотним джерелом опромінення ембріона, що розвивається, що й приводить до відповідних екологічних ефектів.

Негативний вплив хронічного опромінення, у першу чергу, позначається на популяціях тих видів тварин, які відрізняються тривалим періодом розвитку (наприклад, ґрунтових комах) і в меншому ступені – на популяціях тварин з відносно коротким періодом розвитку (наприклад, мишоподібні гризуни). Коливання чисельності тварин, які більшу частину свого циклу розвитку проводять у личиночній стадії в забрудненому ґрунті, більш істотні, ніж у тварин з коротким циклом розвитку.

Радіаційне забруднення екосистем, що відбулося в результаті Чорнобильської аварії, призвело до інтенсифікації мікроеволюційних перетворень у популяціях ряду видів тварин, цілком ймовірно, через зміну норми реакції на зміну умов навколишнього середовища. У цьому зв'язку проглядаються два напрямки цього процесу – адаптація до умов навколишнього середовища, що змінилися, та стабілізуючий добір.

Перший шлях – збільшення розмаху епігенетичної (і як можливий наслідок – генетичної) мінливості, що виражається в розширенні можливостей адаптації до несприятливих умов, з наступним зсувом норми реакції виду на ці умови – є свідченням добору найбільш пристосованих до радіаційного

преса особин і, зрештою, видових популяцій (тобто радіаційної адаптації). У цьому випадку спостерігався прояв дії закону альтернативної розмаїтості (І.Г. Ємельянов, 1992) – функціональна стійкість системи обумовлена компенсаторною альтернативною зміною в структурі взаємодіючих підсистем.

Свідченням прояву другого є реакція популяцій дрібних ссавців, що проявляється у відносно низькій мінливості, наприклад, краніологічних ознак (коефіцієнти варіації на різних полігонах не вище 8%) зі збереженням певної стабільної чисельності, що дозволяє популяції зберігати свої особливості.

Контрольні запитання до розділу 7:

1. Яким чином впливає ландшафтна структура забрудненої території на процеси міграції радіонуклідів і накопичення їх у біоті?
2. Що таке "узлісний ефект"?
3. Що таке коефіцієнт накопичення та чим він відрізняється в лісових та лучних екосистемах?
4. Як залежить кількість депонованих радіонуклідів від породи дерев та їх віку?
5. Що таке "дефляція"?
6. Дайте визначення точковим та розподіленим джерелам опромінення лісових екосистем.
7. Що таке "коефіцієнт затримання" радіоактивних випадань рослинним покривом?
8. Сформулюйте визначення періоду напіввтрат або періоду напівочищення крон від радіонуклідів.
9. Які існують відмінності в формуванні поглиненої дози γ - і β -опроміненням тварин лісових екосистем?
10. Які особливості самоочищення від радіонуклідів крон деревостанів шпількових і листяних лісів?
11. Як пов'язана структура угруповання з величиною поглиненої дози?
12. Чи залежить кількість світлової енергії, що проникає під полог лісу, температура верхнього шару ґрунту, кількість атмосферних опадів, що надходять у ґрунт, й витрати вологи на транспірацію від ступеню радіаційного ураження дерева стану?
13. Які види рослин стають домінуючими у складі угруповання під пологом ушкоджених дерев через 2–3 роки після забруднення?

14. В який період існування тварин особливо помітний вплив на них випромінювання і чи відповідає цей період відомим екологічним законам і правилам?

15. З чим пов'язана вибіркковість впливу радіоактивного забруднення на компоненти угруповань в екосистемі?

16. Які механізми впливу радіоактивного забруднення біоценозу на вікову структуру популяцій дрібних ссавців?

17. Які зміни в структурі популяцій птахів, що гніздяться в дуплах, відбуваються внаслідок радіоактивного забруднення лісу?

18. Чи залежить щільність популяції тварин від індивідуальної поглиненої дози?

19. Як залежить вікова структура популяції дрібних ссавців від щільності забруднення ґрунту?

20. Назвіть можливі механізми адаптації популяції наземних тварин до мешкання в умовах радіоактивного забруднення біоценозів.

21. Яким чином змінюється норма реакції виду у відповідь на зміну умов навколишнього середовища в радіаційних ценозах?

8. РАДІОЄМНІСТЬ ЕКОСИСТЕМ

8.1. Радіоємність агроєкосистем. 8.2. Радіоємність лісової екосистеми. 8.3. Радіоємність прісноводних екосистем. 98.3.1. Радіоємність непроточної прісноводної водойми. 8.3.2. Радіоємність водойми-охолоджувача АЕС. 8.3.3. Роль біоти водойм як депо накопичення радіонуклідів. 8.3.4. Радіоємність каскаду прісноводних водойм. 8.3.5. Радіоємність каскаду Дніпровських водосховищ. 8.4. Радіоємність морської екосистеми.

Радіоємність екосистеми – це максимальна кількість радіонуклідів, що може міститись у певній екосистемі, не порушуючи її основних трофічних властивостей, тобто продуктивності, кондиціонування і надійності. Для порівняння за радіоємністю різних екосистем введено поняття *нитома радіоємність* – відношення радіоємності певної екосистеми до площі, яку вона займає. Зазначене в попередніх розділах дає змогу сформулювати важливий постулат: будь-яка екосистема, мала чи велика, проста чи складна, здатна міцно і досить довго утримувати радіонукліди, що надходять до неї, шляхом активного накопичування чи пасивної сорбції, а то й фіксування на тривалий час значних за активністю кількостей радіонуклідів. Проте потрібно враховувати, що високі рівні активності радіонуклідів (до $3,7 \cdot 10^7$ Бк, або 10^{-3} Кі/кг) і більше можуть бути зумовлені дуже малими їх хімічними концентраціями, до яких закон діючих мас незастосовний, і тому токсикологічних проблем щодо екосистем, забруднених радіонуклідами, як правило, не виникає.

Відсутність властивості міцно утримувати накопичені радіонукліди за будь-якої природної ситуації означає порушення трофічних зв'язків між компонентами екосистеми, руйнування шляхів міграції і поглинання елементів живлення чи їхньої сорбції, а звідти і деградацію екосистеми. Здатність екосистем накопичувати і міцно утримувати радіонукліди, що надходять до них, є їхньою фундаментальною властивістю. Мірою цієї властивості екосистем може бути *фактор радіоємності* – відношення

активності радіонуклідів, що міцно сорбовані компонентами екосистеми, до всієї радіоактивності цієї екосистеми. Верхньою межею є такий ступінь активності радіонуклідів, який ще не порушує функціонування екосистеми, тобто не знижує її продуктивності, зданості до кондиціювання і надійності.

Категорії продуктивності, кондиціювання і надійності екосистем належать до невизначених кількісних понять. Це наслідок природних властивостей екосистем. Так, продуктивність будь-якої екосистеми може значно змінюватися залежно від сезону, погодних умов і багатьох інших чинників. Кондиціювання залежить від продуктивності, різних навантажень на екосистему і специфіки умов її існування. *Надійність екосистем*, тобто властивість зберігати свої особливості в зовнішніх умовах, що змінюються, залежить не тільки від режиму таких змін (тобто повільні ці зміни чи відбуваються швидко, на зразок катастроф), а й від того, про які особливості екосистеми йдеться. Так, можна говорити про порушення надійності при змінах видової сталості екосистеми. Проте, якщо мати на увазі функцію, яку виконує певна екосистема стосовно екосистеми вищого рангу в ієрархії біосфери (наприклад, постачання біосфери киснем чи поглинання діоксиду карбону), то видова сталість відступає на другий план, тому що навіть у разі її істотних змін екосистема може добре виконувати цю функцію. Те саме стосується відновлення структури зруйнованої екосистеми. Так, вирубаня ділянки лісу чи оранка природної луки є знищенням відповідних екосистем. Але якщо антропогенний вплив припинено, то через кілька років чи десятиліть ці порушення поступово зменшуються і зруйновані екосистеми відновлюються. Тривалі антропогенні впливи можуть так уплинати на вихідну екосистему, що вона необоротно заміниться новою екосистемою, яка більше відповідає зміненим умовам. Усе це означає, що кількісну оцінку продуктивності, кондиціювання і надійності потрібно давати для кожної конкретної екосистеми, обов'язково зазначаючи особливості супутніх умов.

8.1. Радіємність агроєкосистем

Агроєкосистеми відіграють провідну роль у формуванні дози опромінення людини внаслідок надходження радіонуклідів у організм із продуктами сільськогосподарського виробництва. Розглянемо найпростішу агроєкосистему – поле, на якому вирощують одну сільськогосподарську культуру. Активність радіонуклідів, що первинно випали на територію (у розрахунку на 1 км^2 площі), позначимо A_0 . За питомої активності радіонуклідів у ґрунті C_0 , Бк(Кі)/кг; врожай біомаси з одиниці площі B , кг/км² і коефіцієнт переходу з ґрунту в рослини K_0 [Бк(Кі)/кг біомаси на Бк(Кі)/кг ґрунту], загальна частка виносу радіонуклідів із врожаєм за перший вегетаційний період A_B становить:

$$A_B = K_0 C_0 B_0 / A_0 \quad (8.1)$$

У цій формулі потрібно врахувати розпад радіонуклідів r за період вегетації T , коефіцієнт для врахування ймовірності стоку радіонуклідів з орного горизонту внаслідок вітрового перенесення a , й коефіцієнт стоку радіонуклідів із поверхневими водами і/чи дифузії в некоренезаселений шар ґрунту b :

$$A_B = K_0 C_0 B_0 / ab A_0 e^{-rT} \quad (8.2)$$

Тоді коефіцієнт радіємності поля (F_{II}), що відбиває частку активності радіонуклідів, яка залишається у ґрунті, становитиме:

$$F_{II} = 1 - A_B \quad (8.3)$$

Винос радіонуклідів із наступним урожаєм біомаси рослин на цьому полі, а також чинник його радіємності внаслідок виносу, можна оцінити за формулами:

$$A_{B_1} = K_1 C_1 B_1 / a_1 b_1 A_0 (1 - F_{II}) e^{-rT}; \quad F_{II} = 1 - A_B \quad (8.4)$$

Загальний винос радіонуклідів з урожаєм через n вегетаційних періодів і відповідний чинник радіоємності цього поля становитимуть:

$$A_{B^{***}} = \sum_i A_{B_i} = \sum_i K_i C_i B_i / a_i b_i A_0 (1 - F_{Pi}) e^{-rT}$$

$$F = 1 - A_{B^{***}} \quad (8.5)$$

Із рівнянь (8.3) і (8.4) видно, що знаменник у формулах для частки виносу радіонуклідів із врожаєм поступово зменшується. За всіх інших однакових умов чинник(фактор) радіоємності агроєкосистеми згодом зростає, а загальна активність радіонуклідів у врожаї помітно знижується.

Розглянемо ситуацію з формуванням чинника радіоємності посіву в умовах зрошувального землеробства. Радіоактивність такого посіву чи природної зрошувальної луки визначається чинником радіоємності і виносом радіонуклідів з урожаєм із ґрунту, а також властивостями зрошувальної води. Відомо, що деякі сільськогосподарські культури, зокрема овочі, мають дуже високі значення коефіцієнтів переходу радіонуклідів від поливної води до біомаси рослин позакореневим шляхом. При цьому коефіцієнти переходу в системі поливна вода–біомаса рослин досягають 10 і більше. У такому випадку в чисельник формул (8.3) і (8.4) слід додати член, зумовлений поливом:

$$A_{B,л.} = (K_0 C_0 + K_B C_B) B_0 / (a_0 b_0 A_0 + C_B V) e^{rT}, \quad (8.6)$$

де $A_{B,л.}$ – активність радіонуклідів у врожаї при поливі, Бк (Кі); K_B – коефіцієнт переходу зрошувальна вода–біомаса рослин [Бк(Кі)/кг біомаси на Бк(Кі)/л зрошувальної води]; C_B – об'ємна активність радіонуклідів у зрошувальній воді, Бк(Кі)/л і V – об'єм зрошувальної води за вегетацію, л.

Формула (8.6) засвідчує провідну роль зрошувального компонента у формуванні виносу радіонуклідів і радіоактивності посіву. Ґрунтуючись на ній, можна обчислити рівень радіоактивності посіву в умовах тривалого багаторічного поливу, а також розрахувати винос радіонуклідів і радіоємність сільськогосподарських угідь великого регіону (наприклад,

України в цілому). Така радіємність може бути оцінена, як сума радіємностей для окремих культур на різних ґрунтах у різних районах регіону за різних рівнів радіонуклідного забруднення і врожаїв з урахуванням можливого зрошення.

Слід підкреслити, що саме поняття «екосистема» охоплює відтворення її складових живих компонентів (біопродуктивність) і підтримання якості середовища їх проживання (кондиціонування). У разі радіонуклідного забруднення, виконання цих функцій призводить до накопичення і перерозподілу радіонуклідів у екосистемі та її елементах, що й зумовлює її радіємність, а згодом до їх захоронювання в ґрунті чи донних відкладеннях.

Отже, те, що радіємність є природною властивістю екосистеми, очевидно. Розглянуті вище показники й чинник (фактор) радіємності є зручними, універсальними й відбивають основні властивості екосистем. Використовуваний математичний апарат стаціонарних і динамічних моделей досить простий і придатний для екосистем будь-якої складності. Цей підхід дає змогу отримати важливі прогностичні оцінки якості та стану екосистем і має високу евристичність.

8.2. Радіємність лісової екосистеми

Інтерес радіоекологів до лісу пояснюється тим, що він є своєрідним природним комплексом і здатний, як вже відзначалося, довго й міцно утримувати радіонукліди, які потрапили до нього, запобігаючи їх виносу за межі забрудненої території. Ліс може впливати на міграцію радіонуклідів у глобальному масштабі. Проте ліс, особливо хвойний, дуже чутливий до впливу йонізуючого випромінювання. Своєрідні властивості лісу починають виявлятися вже з перших моментів осадження радіонуклідів з атмосфери на лісовий масив. Для характеристики затримувальної здатності лісу використовують такий показник, як коефіцієнт затримування (K_3):

$$K_3 = B/A, \quad (8.7)$$

де A – поверхнева активність радіонуклідів, що випали на одиницю площі лісу, Бк/км² (Кі/км²) і B – поверхнева активність затриманих у кронах дерев радіонуклідів на тій самій одиниці площі лісу, Бк/км (Кі/км²). Коефіцієнт затримування при осадженні на ліс радіонуклідів з атмосфери варіює в широкому діапазоні значень залежно від типу і віку насаджень, сезону, метеорологічних умов під час випадання і фізико-хімічних форм радіонуклідів, що осідають на ліс. Так, у зимовий період випадання радіонуклідів K_3 листяного лісу в 5 разів менше, ніж у весняно-літній період.

У разі горизонтального вітрового потоку на лісовий масив основна частка радіонуклідів, що містяться у ньому, фільтрується і затримується на узліссях. Таку здатність лісу називають *узлісним ефектом*. Поверхневий стік радіонуклідів на заліснених територіях набагато менший, ніж на відкритих і в агроєкоценозах. Встановлено, що питома активність стічних вод, що витікають із лісового масиву, не перевищує 1–3% стоку на відкритих просторах. Такий лісовий масив можна характеризувати коефіцієнтом виносу, який визначають за такою формулою:

$$K_B = V/A, \quad (8.8)$$

де V – поверхнева активність радіонуклідів, що виходять із водотоками з лісового масиву (струмки, малі ріки), Бк/км² і A – поверхнева активність радіонуклідів, що випали па лісовий масив, Бк/км². Такий K_B може бути розрахований і для річного виносу, і на будь-який триваліший період.

Радіонукліди, що осідають на кронах дерев, під впливом атмосферних опадів і внаслідок опадання листя переміщуються у лісову підстилку. Для характеристики цього процесу використовують такий показник, як період напіввтрат із крони дерев осілих на них радіонуклідів. Оцінки при глобальних випаданнях довели, що період напіввтрат $T_{1/2}$ – час, за який половина осілих на крону радіонуклідів переходить у підстилку, становить для листяних лісів 3, а для хвойних – 4–5 місяців. Тривалість цього періоду

залежить від багатьох характеристик: фізико-хімічних властивостей випадань, форми і типу радіонуклідів, сезону, клімату тощо. Після потрапляння у лісову підстилку радіонукліди залучаються до процесів міграції. Як камерну модель цей процес можна описати у вигляді такої блок-схеми: лісова підстилка–біота лісової підстилки (гриби та інші рослини)–грунт–корені–стовбур–кора–листя. Цей цикл може тривати дуже довго.

Лісова екосистема є особливим видом екосистем, що міцно утримує радіонукліди. Якщо лісовий масив не використовується (наприклад, 30-кілометрова зона ЧАЕС), то чинник його радіоємності близький до 1. Весь можливий винос радіонуклідів пов'язаний лише з незаконними порубками, полюванням, збиранням грибів і ягід, а також із відносно малим поверхневим стоком радіонуклідів із лісового ландшафту і потраплянням їх у водотоки (струмки та малі річки). У цьому випадку досить оцінити річний винос радіонуклідів із лісового масиву усіма водотоками, порівняти з кількістю викинутих на нього радіонуклідів і розрахувати чинник його радіоємності. У разі використання забрудненого радіонуклідами лісового масиву потрібно додатково врахувати обсяги вивозу лісу, а також виніс унаслідок полювання, збирання грибів і ягід. Оцінка рівня радіонуклідного забруднення цих лісових продуктів дасть змогу визначити антропогенний винос радіонуклідів. Ураховуючи природний і антропогенний винос радіонуклідів, можна оцінити залишкову радіоактивність лісового масиву на будь-який період часу і розрахувати чинник радіоємності лісової екосистеми. Відомо, що практично в усіх випадках із лісових екосистем за рік виноситься не більш ніж 1–3% запасу відкладень радіонуклідів на ландшафті. Отже, чинник радіоємності лісової екосистеми досягає 0,97–0,99.

8.3. Радіоємність прісноводних екосистем

Зазначене в попередніх розділах дає змогу сформулювати важливий постулат: будь-яка екосистема, мала чи велика, проста чи складна, здатна міцно і досить довго утримувати радіонукліди, що надходять до неї, шляхом активного накопичування чи пасивної сорбції, а то й фіксування на тривалий час значних за активністю кількостей радіонуклідів. Відсутність властивості міцно утримувати накопичені радіонукліди за будь-якої природної ситуації означає порушення трофічних зв'язків між компонентами екосистеми, руйнування шляхів міграції і поглинання елементів живлення чи їхньої сорбції, а звідти і деградацію екосистеми.

Проте, якщо мати на увазі функцію, яку виконує певна екосистема стосовно екосистеми вищого рангу в ієрархії біосфери (наприклад, постачання біосфери киснем чи поглинання діоксиду карбону), то видова сталість відступає на другий план, тому що навіть у разі її істотних змін екосистема може добре виконувати цю функцію. Яскравим прикладом цього є функціонування водних екосистем.

8.3.1. Радіємність непроточної прісноводної водойми

Для введення кількісної міри радіємності водойми розглянемо непроточну прісноводну водойму, на прикладі якого в 1960 р. було вперше запропоноване це поняття О.Л. Агре і В.І. Корогодіним. Камерна модель такої водойми складається з трьох блоків: вода–донні відкладення–біота (рис. 8.1). При забрудненні водойми радіонукліди надходять у воду, а потім розподіляються в зазначених блоках.

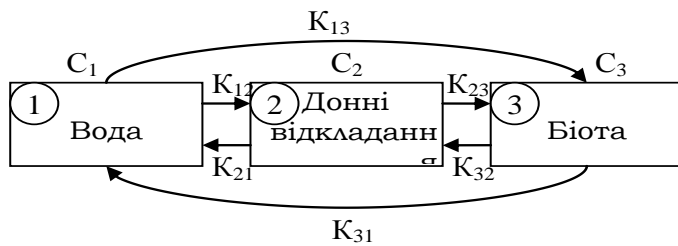


Рис. 8.1. Блок-схема камерної моделі прісноводної водойми (тут і далі двома цифрами позначено камери, між якими відбувається перерозподіл радіонуклідів).

Вода у водоймі відіграє роль сполучної ланки в ланцюзі міграції радіонуклідів до його ґрунту і біологічних компонентів. Радіоактивне забруднення, що звичайно є сумішшю різних радіонуклідів, може міститись у воді в складі різних хімічних сполук у водорозчинній формі чи у вигляді суспензій. Вивчення розподілу радіоактивних речовин у водоймах, що були місцем скидання радіонуклідів, а також експерименти, проведені в штучних водоймах і акваріумах, засвідчили, що мулові маси та інші донні відкладення мають високу сорбційну здатність щодо різних радіонуклідів. Концентраційна рівновага між водою і ґрунтом встановлюється з коефіцієнтом накопичення, котрий, як правило, перевищує 100 (тобто 1 частка радіонуклідів знаходиться у воді, а 99 у донних відкладах). Якщо водойма має ґрунт суто піщаний чи торф'яний, то глибина проникнення в нього радіонуклідів та їх кількість можуть істотно змінюватися. У звичайних непроточних водоймах із донними відкладеннями сапропелевого типу скинута в них суміш радіонуклідів концентрується в основному у верхньому шарі 10–20 см завтовшки і відношення активності радіонуклідів у мулах і воді в середньому становить 10^2 – 10^3 . Ця висока поглинальна здатність донних відкладень зумовлена великою кількістю органічних речовин, що містяться в них і перебувають у високодисперсному колоїдному стані.

Завдяки цьому саме донні відкладення відіграють у водоймі роль депо, у якому концентруються радіонукліди, що потрапляють до нього.

Концентраційна рівновага між водою і ґрунтом може зміщуватися в той чи інший бік. Одним із найважливіших чинників, що впливає на здатність донних відкладень до поглинання, є кислотна (активна) реакція (рН) води водойми. Так, більшою є сорбція продуктів поділу ядер урану, тобто в основному елементів лужноземельної і рідкоземельної груп, що відбувається в слабколужному середовищі (при рН 8,5–9,0). За такої самої реакції води солі важких і лужноземельних елементів утворюють нерозчинні гідроксиди, що випадають в осад. Десорбція радіонуклідів із донних відкладень за нейтральної реакції середовища (рН 7,0) дуже незначна і становить, наприклад за стронцієм і цезієм, лише 0,4–4,0% на рік. Якщо рН водойми знижується у кислий бік, вихід раніше абсорбованих радіонуклідів у воду може досягати 50% і більше. Тому для того щоб донні відкладення депонували і міцно утримували радіонукліди, їхня реакція має бути лужною або нейтральною.

Тепер розглянемо, яку роль у розподілі радіонуклідів, що потрапили до водоймища, відіграє біота. Ще В.І. Вернадський у 1930-ті роки, вивчаючи накопичення радію деякими водяними організмами, встановив факт значного поглинання цього радіонукліду живими істотами. Пізніше було виявлена здатність різних водяних організмів, особливо планктону і мікробентосу, накопичувати радіонукліди з активністю, що в кілька десятків разів перевищує їхню активність у навколишньому середовищі. Час, протягом якого концентрація радіонуклідів досягає граничних значень за певної їх активності у воді, у зоопланктону вимірюється хвилинами, багатоклітинних водоростей – днями, риб – місяцями. При цьому середній сумарний коефіцієнт накопичення радіонуклідів цими організмами є сталим показником і становить близько 10^3 . Проте, незважаючи на високі коефіцієнти накопичення, відносна складова активності радіонуклідів у біоті

забруднених водойм є незначною і становить 10^{-2} – 10^{-3} їхньої активності у воді, адже відносна кількість живої речовини у водоймах дуже мала. Тому роль біоти як депо радіонуклідів звичайно незначна, і нею можна нехтувати. Виняток становлять ситуації з високим вмістом біоти у воді (1 – 10 г/м³ і більше). Яке ж значення у таких випадках мають флора і фауна водойм у розподілі радіонуклідів, що надходять до них? Основну масу живої речовини в будь-якому природній водоймі становлять планктон і мікробентос. Швидкість розмноження максимальна саме в мікроорганізмів – бактерій, одноклітинних водоростей, грибів і найпростіших. Час подвоєння цих організмів становить від десятків хвилин до десятків годин. Саме тому продуктивність мікроорганізмів є набагато вищою від продуктивності всіх інших представників біоти. Тому біомаса водойми завдяки швидкій зміні циклів поколінь зазначених її представників відіграє величезну роль у транспортуванні радіонуклідів із води у донні відкладення. Радіонукліди, накопичені живими мікроорганізмами, при їх відмиранні міцно утримуються в детриті, і разом із ним осідають на дно, переходячи в донні відкладення (безпосередньо чи трофічними ланцюгами). Загальна активність радіонуклідів, що переноситься біомасою протягом одного сезону з води у донні відкладення, може в сотні і тисячі разів перевищувати їх активність у біоті. Таким чином здійснюється і кондиціувальна функція біоти (очищення води водойм від забруднень радіонуклідами), і функція транспортування радіонуклідів із води в донні відкладення.

Іншою важливою особливістю діяльності біоти в забрудненій радіонуклідами водойм є стабілізація кислотно-основної рівноваги, насамперед активної реакції води. У періоди рясного цвітіння планктону рН води може підвищуватися до 9–10. Відомо, що під час цвітіння і наступної загибелі планктону відбувається істотне зниження рівня радіоактивного забруднення водоймищ, що, безумовно, є наслідком зазначених двох чинників – захоронювання радіонуклідів на дні водойми разом із детритом і

змін рН води, що є сприятливим для сорбції. Не менш важливою є роль активно функціонуючої біоти (особливо тієї, що населяє донні відкладення) як для створення власне донних відкладень, так і для фіксації в них сорбованих радіонуклідів.

Враховуючи ці функції біоти, можна стверджувати, що наявність нормально функціонуючої мікрофлори, а також багатоклітинних рослин і тварин є необхідними умовами стабільного функціонування водоймищ як поглиначів радіонуклідів, які потрапляють до них. Остання обставина дає змогу приблизно оцінити граничне забруднення радіонуклідами води і донних відкладень непроточних водойм, сумісне з нормальним функціонуванням біоти, що в них мешкає. Можна припустити, що для води гранична об'ємна активність радіонуклідів має становити близько $3,7 \cdot 10^4$ Бк/л (10^{-6} Кі/л), а питома активність верхніх шарів донних відкладень завтовшки 3–5 см – не більше, ніж $(3,7-37) \cdot 10^5$ Бк/кг, або $10^{-5}-10^{-4}$ Кі/кг. Усе це дає змогу оцінити радіоємність непроточної прісноводної водойми.

Площу поверхні такої водойми, що приблизно дорівнює площі його дна, позначимо S , його глибину – H , об'ємну активність радіонуклідів у воді – C , а коефіцієнт накопичення радіонуклідів верхніми шарами донних відкладень завтовшки h – k . Тоді загальна активність радіонуклідів у водоймі A (тобто його радіоємність) можна визначити за формулою:

$$A = CS(H + kh) \quad (8.9)$$

Ця формула відбиває стан забрудненої водойми в умовах сталої рівноваги між водою і донними відкладеннями. Якщо прийняти (як зазначалося вище), що $C = 3,7 \cdot 10^4$ Бк/л (10^{-6} Кі/л), $S = 1$ км², $H = 2$ м, $k = 10^3$ і $h = 10$ см, то радіоємність такої водойми A становитиме близько $3,7 \cdot 10^{15}$ Бк (10^5 Кі). Це означає, що водойма може містити радіонукліди активністю до 10^5 Кі. При цьому з часом активність радіонуклідів буде не тільки зменшуватися внаслідок їх розпаду, а й зростати внаслідок переходу все більшої кількості радіонуклідів у донні відкладення і міцної їх фіксації. На

підставі формули (8.9) можна визначити, яка частка активності радіонуклідів, що випали у водойму, міститься у донних відкладеннях:

$$F = \frac{kh}{H + kh} \quad (8.10)$$

Виходячи з цього, активність радіонуклідів, що містяться у воді, становитиме $1 - F$. Показник F можна назвати *чинником або фактором радіємності* водойма. Слід зазначити, що F не залежить від абсолютного значення радіємності системи, і тому цей показник доцільно використовувати для порівняння між собою екосистем різного об'єму і різного походження. Цей чинник не залежить також від питомої активності радіонуклідів – C на великому інтервалі значень і дає змогу розраховувати ступінь забруднення води водойм, якщо відомі активність радіонуклідів, що надійшла до нього, і площа поверхні. Знаючи A (активність радіонуклідів у водоймі) і S (площу поверхні водойми), можна визначити питому радіємність водойми, тобто активність радіонуклідів, що припадає на одиницю його поверхні A^* :

$$A^* = AS^{-1} \quad (8.11)$$

Цей показник, як уже зазначалося, дає змогу порівнювати між собою радіємність не тільки різних водойм, а й будь-яких інших екологічних систем.

8.3.2. Радіємність водойми-охолоджувача АЕС

Водоймами-охолоджувачами в атомній промисловості називають водойма, які використовують для охолодження ядерних реакторів (наприклад, озеро Карачай на Південному Уралі). При цьому воду для охолодження реактора беруть з озера, а після того, як вона проходить через контур охолодження і отримує значну активність радіонуклідів, її повертають назад. Визначимо, яку активність радіонуклідів можна скинути у водоймище-охолоджувач і в якому режимі проводити це скидання. Гранично допустиму активність радіонуклідів у водоймі позначимо A_0 . Доти, доки у

водойму не надійшло A_0 радіонуклідів, скидання можна проводити в будь-якому режимі, стежачи тільки за тим, щоб їх об'ємна активність у воді не перевищувала критичного значення ($C_{\text{крит}} = 3,7 \cdot 10^4$ Бк/л, або 10^{-6} Кі/л). Активність скинутих у водойму радіонуклідів має не перевищувати таку, що розпадається протягом доби, тобто сталу розпаду a . Можна бути впевненим, що в такому режимі водойма-охолоджувач працюватиме необмежене довго. Якщо водойма-охолоджувач розрахована на час T роботи, то максимальну активність радіонуклідів, яку вона може поглинути за цей період, визначають за формулою:

$$A(1 + \alpha T) = C_{\text{крит}} S(H + kh)(1 + \alpha T) \quad (8.12)$$

Визначаючи наближені параметри водойми, розрахованої на поглинання деякої заданої кількості A_3 радіонуклідів у випадку одноразового скидання. З рівняння (8.10) слідує, що за деяких заданих значень F (значення H , h і k визначені емпірично) площа такої водойми становить:

$$S = A_3 F / Ckh \quad (8.13)$$

У разі щоденного надходження у водойму радіонуклідів (A_{xp}) зі сталою розпаду a , необхідну її площу визначають за формулою:

$$S = \alpha A_{\text{xp}} F / Ckh^{-1} \quad (8.14)$$

Розглянемо, як можна підвищити радіємність водойми за умов збереження параметрів S і H . Із формули (8.14) слідує, що цього можна досягти, збільшуючи чинник радіємності водойми F . Найпростіший шлях – збільшити товщину шару донних відкладень h , що активно сорбують радіонукліди. Такий спосіб доцільно використовувати у випадках аварійних скидань чи при скиданнях, що тривають після досягнення вихідної радіємності. Він полягає у скаламученні на достатню глибину шару мулу, що покриває дно водойми, наприклад за допомогою вибуху підводних мін. Мул, сорбуючи радіонукліди, що містяться у воді, а також перемішуючись із відносно тонким шаром мулу, вже насиченого радіонуклідами h , осаджується

з ними на дно. Проте потрібно враховувати, що за такого радикального методу підвищення радіємності може ушкоджуватися частина його біоти. Тому після скаламучення потрібно припинити скидання радіонуклідів до того часу, поки мул не осяде цілком на дно, а дозиметрія покаже, що десорбція радіонуклідів не відбувається. Таким чином, і в цьому випадку для відстеження режиму водойми досить методів радіодозиметрії.

8.3.3. Роль біоти водойм як депо накопичення радіонуклідів

Роль біоти як депо радіонуклідів у режимі водойми-охолоджувача вище не враховано. Такий розгляд цілком допустимий у разі малих концентрацій біоти в одиниці об'єму води водойми. Проте концентрації біомаси можуть бути значними (наприклад, болото), і роль біоти потрібно враховувати за допомогою формули:

$$A_b = P \cdot C \cdot K \cdot S \cdot H, \quad (8.15)$$

де A_b – загальна активність радіонуклідів у біоті водоймища, Бк (Ки); P – кількість біоти в одиниці об'єму води, кг/м³; K – середній коефіцієнт накопичення радіонуклідів біотою; C – питома активність радіонуклідів у воді; S – площа поверхні водойми, км²; H – глибина водойми, м.

Чинник радіємності біотичної складової водойми (F_b) можна визначити за формулою:

$$F_b = PKH / (H + kh + PKH) \quad (8.16)$$

Якщо, наприклад, розрахувати чинник радіємності F_b для реальної ситуації, коли P становить 10 г/м³ води із середнім коефіцієнтом накопичення $K = 10^4$, середня глибина водойми $H = 6$ м, $h = 0,1$ м, і $k = 800$, то отримаємо значення F_b , близьке до 0,9, коли 90% радіонуклідів, що надійшли у водойму, потрапляють до біомаси біоти. У деяких конкретних ситуаціях стосовно водойми чи окремих її зон із високими концентраціями біоти це потрібно враховувати. Чинник радіємності водойми з урахуванням біоти можна розрахувати за формулою:

$$F = \left(\frac{h + PKH}{H + kh + PKH} \right) \quad (8.17)$$

У разі значного вмісту біоти у водоймі (1 г/м^3 і більше) загальна радіоємність його значно підвищується. У процесі відмирання біомаси радіонукліди досить міцно утримуються в детриті і захоронюються в донні відкладення водойми.

8.3.4. Радіоємність каскаду прісноводних водойм

Після розгляду радіоємності одиночної водойми можна перейти до оцінки радіоємності каскаду прісноводних водойм. На рис. 8.2 наведено схему каскаду з кількох водоймищ, кожне з яких має свої параметри де, $k_1, k_2, k_3, \dots, h_1, h_2, h_3, \dots, H_1, H_2, H_3, \dots, S_1, S_2, S_3, \dots, P_1, P_2, P_3, \dots, K_1, K_2, K_3, \dots$

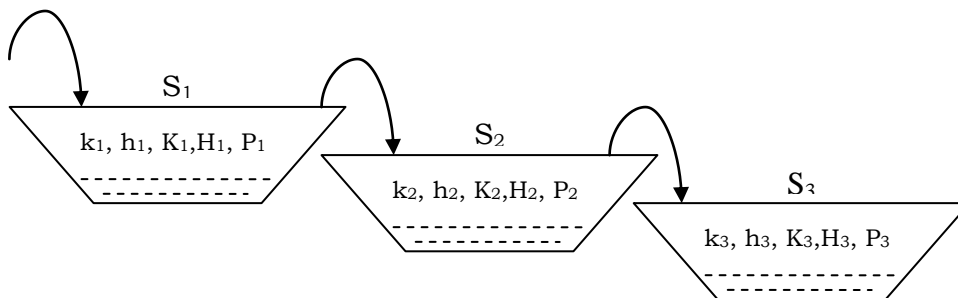


Рис. 8.2. Схема каскаду з трьох водойм.

Розглянемо найпростіший випадок однакового об'єму всіх водойм і повільного припливу води, достатнього для встановлення рівноваги між водою, біотою і донними відкладеннями. Тоді для кожного з водоймищ можна за формулою (8.10) оцінити значення радіоємності F_1, F_2, F_3, \dots Виходячи з цього, можна вивести формулу для чинника радіоємності всього каскаду з n водойм (F_k):

$$F_k = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - F_i) \quad (8.18)$$

Аналіз цієї формули свідчить, що чим більша кількість водоймищ у каскаді, тим вищий чинник його радіоємності. Загальна радіоємність каскаду

завжди вища, ніж радіємність найкращої за цим показником водойми, що входить до його складу. На цій властивості каскадів побудовано всю систему водойм-дезактиваторів і біологічних очисних споруд на АЕС та інших шкідливих виробництвах. Висока активність біоти у водоймах таких каскадів дає змогу різко підвищити їх радіємність і довести чинник радіємності практично до 1, коли з каскаду виходить вода з незначною активністю радіонуклідів. У цьому випадку, як і для одиночної водойми, існують обмеження щодо кількості та швидкості скидання радіонуклідів у каскад. Щодо загального випадку постійного скидання радіонуклідів у каскад ситуацію можна розглянути за допомогою камерних моделей (рис. 8.3) і відповідної системи диференціальних рівнянь. Для початку розглянемо випадок джерело – три водойми:

$$\frac{dA_0}{dt} = -b_0 A_0, \quad \frac{dA_1}{dt} = b_0 A_0 - k_1 A_1 - K_1 A_1 - b_1 A_1,$$

$$\frac{dA_2}{dt} = b_1 A_1 - k_2 A_2 - K_2 A_2 - b_2 A_2, \quad \frac{dA_3}{dt} = b_2 A_2 - k_3 A_3 - K_3 A_3 - b_3 A_3, \quad (8.19)$$

де A_0 — вихідна активність радіонуклідів, Бк (Ки); b_0, b_1, b_2, b_3 — швидкість виходу радіонуклідів із джерела, частка умовної одиниці за обрану одиницю часу; (k_1, k_2, k_3) — коефіцієнт накопичення; K_1, K_2, K_3 , середній коефіцієнт

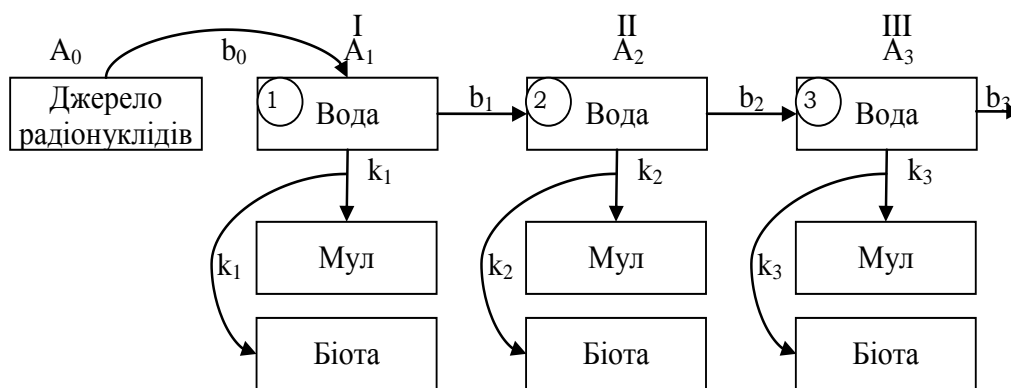


Рис. 8.3. Блок-схема стаціонарної камерної моделі з трьох прісноводних водойм (I — III) (пояснення в тексті).

накопичення системи водойм; (A_1, A_2, A_3) – активність радіонуклідів у водоймах системи, Бк (Ки). У розглянутому вище найпростішому випадку були використані стаціонарні камерні моделі, де враховано тільки прямий перехід радіонуклідів із води у донні відкладення і біоту і не передбачено зворотних процесів вимивання радіонуклідів із біоти і десорбції їх із донних відкладень. Якщо є потреба врахування цих процесів, то слід побудувати і розв'язати складнішу систему рівнянь (8.15) і таким чином отримати аналітичні вирази залежності активності радіонуклідів (A) у джерелі й у водоймах від часу t :

$$A_0 = A_0(t), \quad A_1 = A_1(t), \quad A_2 = A_2(t), \quad A_3 = A_3(t) \quad (8.20)$$

На основі цих формул можна обчислити значення чинників радіоємності водоймищ (F_1, F_2, F_3) у динаміці:

$$F_1(t) = 1 - \frac{A_1(t)}{A_0(t)}, \quad F_2(t) = 1 - \frac{A_2(t)}{A_1(t)}, \quad F_3(t) = 1 - \frac{A_3(t)}{A_2(t)} \quad (8.21)$$

Таким чином, практично для будь-яких ситуацій можна оцінити чинники радіоємності окремих водойм і будь-якого типу каскадів, розрахувати будь-які їхні стаціонарні й динамічні параметри, а також активність радіонуклідів у воді, біоті й донних відкладеннях. Слід нагадати, що в разі нормального та слабколужного рН води практично не відбувається десорбції радіонуклідів із біоти, детриту і донних відкладень. При кислій реакції води ці процеси можливі й їх потрібно враховувати.

8.3.5. Радіоємність каскаду Дніпровських водосховищ

Після аварії на ЧАЕС відбулося забруднення величезних територій України, Білорусі та Росії. Практично вся забруднена територія – це водозбірна площа Дніпра, і внаслідок поверхневого стоку радіонукліди потрапляють у каскад Дніпровських водосховищ. За загальними оцінками, близько 40% стоку формує 30-кілометрова зона Чорнобильської АЕС, 40% – територія забруднених областей Білорусі, інші 20% – забруднені території

України, де ведеться господарська діяльність. Дніпро внаслідок регулювання стоку є каскадом із шести великих водосховищ і Дніпровсько-Бузького лиману. Аналіз об'єму і швидкості обміну води між водосховищами свідчить, що обмінюється не більш ніж 1/30 об'єму води за рік. Це характеризує каскад як систему водосховищ із дуже повільним обміном. До такої системи цілком застосовні методи оцінки радіємності, запропоновані вище для визначення радіємності простих каскадних систем водосховищ. Основні початкові параметри для розрахунку чинників радіємності каскаду Дніпровських водосховищ стосовно ^{137}Cs і ^{90}Sr наведено у табл. 8.1. Показано, що кожне з водосховищ має незначний чинник радіємності.

8.1. Основні параметри каскаду Дніпровських водосховищ

Водосховище	Площа, км ²	Об'єм, км ³	Середня глибина, м	Товщина шару мулу, см	Коефіцієнт накопичення в мулах	Чинник радіємності
Київське	920	3,7	4	10	100	0,7
Канівське	680	2,6	4	10	50	0,6
Кременчуцьке	2250	13,5	6	10	800	0,8
Запорізьке	570	,4	4	10	100	0,7
Дніпровське	410	3,3	8	10	230	0,7
Канівське	2150	18,2	8	10	280	0,7

Через те що каскаду водосховищ Дніпра властивий повільний обмін, можна застосувати в цьому випадку просту формулу (8.16) для розрахунку загальної радіємності. За цією формулою, чинник радіємності каскаду водосховищ $Fk = 0,9994$. Цей рівень свідчить про надзвичайно високий чинник радіємності каскаду, що набагато вищий, ніж у максимального за чинником радіємності Кременчуцького водосховища. Отримана вище формула й оцінка радіємності каскаду водосховищ Дніпра дали змогу в перший післяаварійний період досить точно спрогнозувати розподіл ^{137}Cs у

донних відкладеннях каскаду і у воді, а також передбачити, що основна активність цього радіонукліда буде міцно захоронена в мулах Київського водосховища (рис. 8.4 а і 8.4 в). Ця модель і оцінка розраховані на випадок разового надходження радіонуклідів до каскаду. Для ситуації тривалого надходження радіонуклідів модель має бути модифікована з використанням диференційних рівнянь. Проте і через 24 роки після аварії на Чорнобильській АЕС активність радіонуклідів у воді Київського і Каховського водосховищ відрізняється в 20–100 разів, як і невдовзі після аварії.

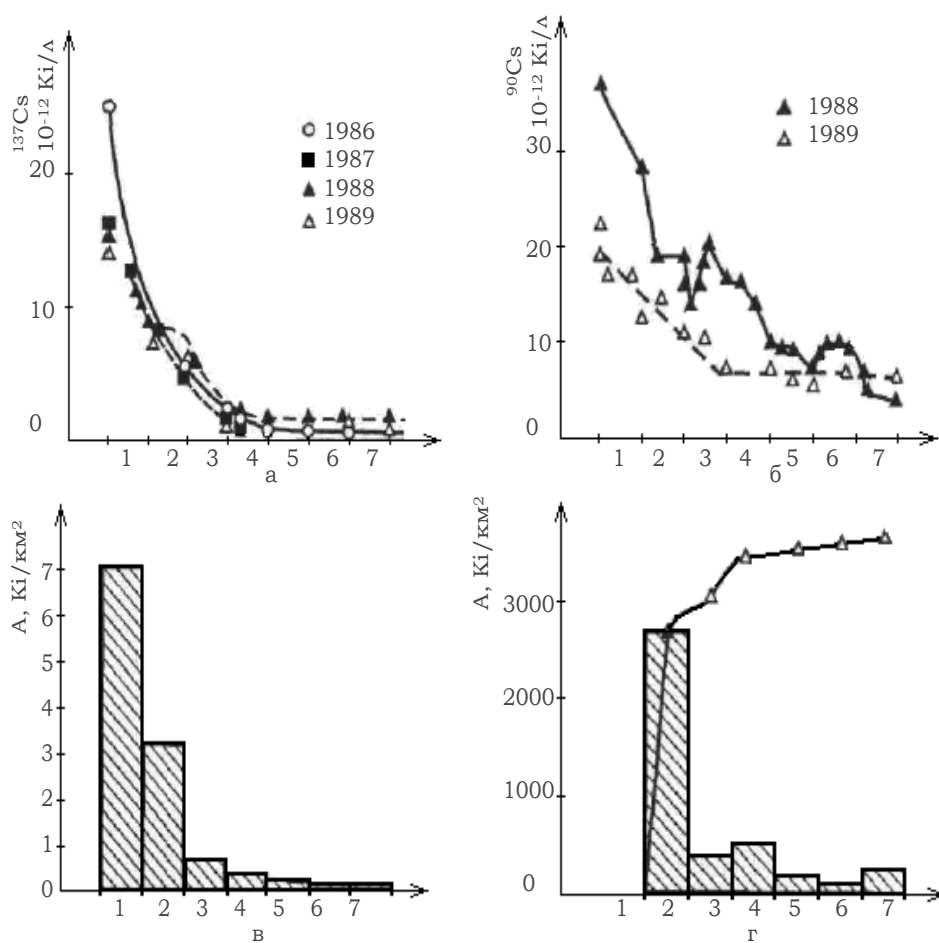


Рис. 8.4. Радіонуклідне забруднення каскаду Дніпровських водосховищ: а – об'ємна активність ^{137}Cs у воді каскаду, б – об'ємна активність ^{90}Sr у воді каскаду, в – поверхнева активність (щільність забруднення) ^{137}Cs донних відкладень у водосховищах каскаду, г – активність ^{137}Cs у кожному водосховищі й сумарна активність (показано кривою) в усіх водосховищах (1 – гирлова зона р. Прип'ять, 2 – Київське, 3 – Канівське, 4 – Кременчуцьке, 5 – Дніпродзержинське, 6 – Запорізьке і 7 – Каховське водосховища).

Таким чином, практично для будь-яких ситуацій можна оцінити чинники радіємності окремих водойм і для будь-якого типу каскадів, розрахувати їхні стаціонарні й динамічні параметри, а також активність радіонуклідів у воді, біоті й донних відкладеннях. Ще раз нагадаємо, що в разі нормального слабколужного рН води практично не відбувається десорбція радіонуклідів із біоти, детриту і донних відкладень. При кислій реакції води ці процеси можливі й їх потрібно враховувати.

Розглянемо ситуацію з іншим радіонуклідом – ^{90}Sr (рис. 8.4, б). Чинник радіємності каскаду Дніпровських водосховищ для ^{90}Sr не перевищує 0,2–0,3, а чинник загальної радіємності – 0,5–0,6. За таких значень чинника радіємності не відбувається значного депонування ^{90}Sr у донних відкладеннях, і активність його у воді відрізняється в Київському і Каховському водосховищах не більш ніж у 10 разів. Таким чином, наведений приклад продемонстрував евристичність аналізу реальних великих і малих екосистем із використанням уявлень про радіємність.

8.4. Радіємність морської екосистеми

Моря і океани є кінцевими депо захоронення радіонуклідів, куди поступово переміщуються всі радіонукліди, викинуті на великі території. Так, стік радіонуклідів унаслідок Чорнобильської аварії каскадом Дніпровських водосховищ практично весь депонується в північно-західній частині Чорного моря, в основному в прибережній зоні. Відбувається дуже слабкий обмін з іншими частинами Чорного моря і виніс радіонуклідів з видобутою морською біопродукцією. Незначна частина радіонуклідів унаслідок хвильової обробки берегів потрапляє в зону рекреації, тобто на пляжі. Основна відмінність за радіємністю морів і океанів від більшості прісноводних водоймищ – це значно більша їх глибина. Тому чинник радіємності F у визначенні радіємності морів і океанів, як і середня

активність біоти (на одиницю об'єму води), у цьому випадку відіграє третьорядну роль.

Прикладом морської екосистеми є Чорне море, яке може бути представлене простою стаціонарною камерною моделлю з п'яти камер (рис. 8.5).

Запишемо систему простих диференціальних рівнянь для характеристики такої стаціонарної камерної моделі:

$$\begin{aligned} \frac{dA_0}{dt} &= KA - K_0A_0, & \frac{dA_1}{dt} &= K_0A_0 - K_1A_1, \\ \frac{dA_2}{dt} &= K_1A_1, & \frac{dA_3}{dt} &= K_2A_1, & \frac{dA_4}{dt} &= K_3A_1, \end{aligned} \quad (8.22)$$

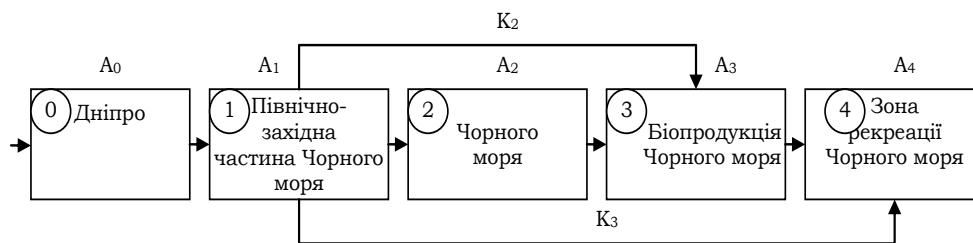


Рис. 8.5. Блок-схема стаціонарної камерної моделі Чорного моря.

де A – активність радіонуклідів, що надходять у Дніпро внаслідок аварійного викиду зі швидкістю K . Розв'язуючи цю систему рівнянь, можна розрахувати ступінь радіоємності північно-західної частини Чорного моря в будь-який конкретний момент часу після аварії (F_M – чинник радіоємності морської екосистеми — в цьому випадку частка активності радіонуклідів, утримуваних у цій частині Чорного моря):

$$F_M(t) = 1 - \frac{A_2(t) + A_3(t)}{A_0(t)} = \frac{A_1(t)}{A_0(t)} \quad (8.23)$$

Попередні оцінки продемонстрували, що істотних втрат радіонуклідів із Північно-західної частини Чорного моря не відбувається, а чинник її

радіоємності становить близько 0,7–0,9. Природно, що як депо кінцевого захоронення радіонуклідів Чорне море має досить високу радіоємність.

Наведені вище відомості щодо радіоємності екосистем дають змогу розглянути міграцію радіонуклідів у різних великих екосистемах – морських, прісноводних, наземних і агроекосистемах. У цьому розділі розглянемо принципи розподілу таких радіонуклідів серед компонентів морських екосистем і спробуємо оцінити радіоємність шельфів, тобто особливо багатих на біоту ділянок морів, що межують із суходолом.

Роль морів і океанів у підтриманні стабільності всієї біосфери величезна. Для розуміння цієї ролі розглянемо явище транспортування радіонуклідів, трасерів (міток) чи маркерів, що характеризують екосистеми. Найбільші надходження радіонуклідів у моря й океани були під час випробувань ядерної зброї в атмосфері у 1950–60-х рр. Додаткове локальне забруднення морських екосистем відбувається від скидань і викидів ядерних реакторів, заводів із виробництва ядерного палива, від захоронювання у морях радіоактивних відходів, а також аварій та інших джерел. Природні радіонукліди потрапляють у моря внаслідок ерозії гірських порід. Більшість ядерних військових випробувань проводилися на континентальному шельфі й островах Тихого океану в 1946–62-х рр. Так, Велика Британія провела кілька ядерних випробувань на Тихому океані в 1952–58-х рр., Росія проводила ядерні випробування на полігонах у полярних морях біля Кольського півострова і на Новій Землі.

Ядерні випробування у Тихому океані призвели до локальних радіонуклідних забруднень. Дослідники вважають, що внаслідок таких випробувань у океани і моря, які займають 71% земної поверхні, випадає більше радіонуклідів, ніж на сушу. Частина радіонуклідів, що випали на сушу, потрапляє в океан через вітровий і поверхневий стоки. Найважливішою складовою поверхневого стоку радіонуклідів у морські екосистеми є стік рік. Так, стік Дніпра є визначальним в оцінці депонування

радіонуклідів, зумовлених Чорнобильською аварією, в Чорному морі й Світовому океані. За натурними даними активність стоку радіонуклідів у Чорне море становить $(185-740) \cdot 10^{10}$ Бк ($50-200$ Ки) на рік. Добре відомі ситуації з потраплянням у моря й океани радіонуклідів із локальних джерел радіонуклідного забруднення. Так, наприклад, у водах річки Колумбія (США), що впадає в Тихий океан, міститься близько $3,7 \cdot 10^{13}$ Бк (10^3 Ки) активності радіонуклідів на добу. Джерелом такого забруднення є фірма з виробництва радіоактивних препаратів, розташована за 370 миль вище за течією цієї річки. Цей стік містить близько 60 різних радіонуклідів. У морській воді містяться також природні радіонукліди. Це насамперед ^{40}K , уран, торій, радій і рубідій. Штучні радіонукліди представлені продуктами поділу урану і радіонуклідами, що утворилися зі стабільних елементів після активації нейтронами. Найважливішими продуктами поділу ядер, що виявлені в морській воді і біоті, є ^{90}Sr , ^{90}Y , ^{137}Cs , ^{144}Ce , $^{95}\text{Zr-Nb}$, $^{103,106}\text{Ru}$, $^{103,106}\text{Rh}$ і короткоживучі ізотопи – ^{131}I і ^{140}Ba . Основні продукти активації – це ^{55}Fe , ^{59}Fe , ^{65}Zn , ^{57}Co , ^{60}Co , ^{54}Mn . У низьких концентраціях містяться в морській воді ^{51}Cr , ^{14}C і ^3H , в дуже низьких – ^{239}Pu та інші трансуранові елементи (ТУЕ).

Фізико-хімічні форми радіонуклідів значною мірою впливають на їх міграцію в природному середовищі. Різноманітність речовин, що містяться у морській воді, утруднює передбачення фізичних і хімічних форм перебування для більшості радіонуклідів. Радіонукліди ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{95}Zr знаходяться тут в йонній формі, а тенденція для ^{103}Ru , ^{144}Ce , ^{90}Zn , ^{90}Y , ^{95}Nb і ^{59}Fe – перебувати в морській воді у вигляді колоїдів. Встановлено, що радіонукліди ^{57}Co , ^{54}Mn і ^{59}Fe містяться в морській воді в нерозчинній формі. Розчинні радіонукліди, такі як ^{90}Sr , можуть необоротно зв'язуватися із кальцієм і переходити в нерозчинний стан.

Океан порівняно з прісноводними екосистемами є відносно гомогенним середовищем. Проте і в ньому також можна виділити кілька

різних підсистем: а) відкритий океан, б) глибоководну частину, в) континентальний шельф, г) коралові рифи, д) естуарії (гирла) рік з унікальними властивостями. Середні глибини океану становлять 4 км і містять вони $1,4 \cdot 10^9$ км³ води. Це величезне депо радіонуклідів. Континентальні шельфи займають лише 6% поверхні океану, але вони найважливіші для його біологічної продуктивності. Океанічні води вертикально стратифіковані чи розподілені за температурою і густиною, що залежить від температури і вмісту солей. Глибинні води холодніші, ніж поверхневі, і містять більше солей. Поверхневі води змішуються дуже швидко до глибини термоклину, пікноклину (різкий перепад за температурою і щільністю води) і галоклину (різкий перепад за солоністю води на великих глибинах). Верхній шар води під дією вітру і хвиль відносно легко розподіляється у глибину до 75 м. Глибинні шари води нижче від пікноклину також переміщуються, але повільніше. На рівні термоклину звичайний рух води припиняється. Тому горизонтальне розсіювання в морі завжди відбувається швидше, ніж вертикальне. Інший важливий чинник міграції радіонуклідів у морях і океанах – це хімічний склад води. Встановлено, що вміст Н, О, Na, Cl досягає 10–19 г/л, а К і Са – 380–400 мкг (у прісній воді їх вміст становить близько 10^{-8} г). Унаслідок цього прісноводні організми, у тому числі риби, поглинають значно більше ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr, ніж морські (табл. 8.2).

8.2. Типові коефіцієнти накопичення ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr в деяких компонентах морської і прісноводної екосистем

Компонент	Коефіцієнт накопичення для екосистеми			
	¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr	
	прісноводної	морської	прісноводної	морської
Молюски	600	8	600	1
Риби	3000	15	200	0,1
Ракоподібні	4000	23	200	1

Інша причина меншого накопичення цих радіонуклідів у морських організмах полягає в тому, що море, на відміну від прісноводних водоймищ, містить величезний об'єм води для розведення радіонуклідів. Радіонукліди ^{137}Cs і ^{90}Sr у морській воді містяться в розчинній формі й унаслідок високої концентрації хімічних аналогів (носіїв) у незначній кількості входять до складу морської біоти. У відкритому океані, де мала кількість біоти, радіонукліди перерозподіляються між водою і різними суспензіями. Значна частина радіонуклідів міститься на глибині менш ніж 100 м, а решта – до 1000 м. Біота справляє незначний вплив на рух радіонуклідів у морській воді. Ступінь радіаційного впливу на біоту визначається головним чином типом радіонуклідів, хоча і залежить від деяких інших чинників середовища. Так, планктон і вищі організми накопичують радіонукліди в значній кількості і захоронюють їх завдяки екскреції. Популяції малих організмів, наприклад фітопланктон, для якого характерні швидкі процеси обміну, переносять значні кількості радіонуклідів у глибокі шари води й у седименти після відмирання (рис. 8.6). Підсумовуючи дані щодо накопичення радіонуклідів у морях і океанах, можна зробити висновок, що продукти розподілу й активації, що існують переважно в колоїдній формі, краще захоронюються в морських екосистемах, ніж ^{137}Cs і ^{90}Sr . У прісноводних водоймах навпаки. Незважаючи на нерозчинну форму, ^{103}Ru , ^{144}Ce і ^{65}Zn легко акумулюються в морських фільтрувальних організмах, у тому числі зоопланктоні й молюсках.

Радіонукліди ^{65}Zn , ^{59}Fe , ^{57}Co і ^{54}Mn легко акумулюються в морському планктоні, але тільки ^{65}Zn і ^{59}Fe добре акумулюються вищими консументами і хижакими. Радіонукліди ^{95}Zr , ^{59}Fe , Al , ^{14}C і ^{32}P можуть концентруватися в морських трофічних ланцюгах, оскільки їх вміст у морі є незначним. У коралах добре концентрується ^{90}Sr .

Радіонукліди ^{65}Zn , ^{59}Fe , ^{57}Co і ^{54}Mn легко акумулюються в морському планктоні, але тільки ^{65}Zn і ^{59}Fe добре акумулюються вищими консументами

і хижаками. Радіонукліди ^{95}Zr , ^{59}Fe , Al , ^{14}C і ^{32}P можуть концентруватися в морських трофічних ланцюгах, оскільки їх вміст у морі є незначним. У коралах добре концентрується ^{90}Sr .

Отже, морські організми концентрують практично всі радіонукліди (табл. 8.3), тоді як континентальні – в основному ^{137}Cs і ^{90}Sr . Видокремлюють дві основні причини різної міграції радіонуклідів у морських, континентальних і прісноводних екосистемах: 1) ^{137}Cs і ^{90}Sr більше розбавляються калієм і кальцієм, яких у морській воді більше, ніж у прісноводних водоймах і 2) фільтрувальні організми (зоопланктон і молюски) здатні активно накопичувати нерозчинні форми радіонуклідів.

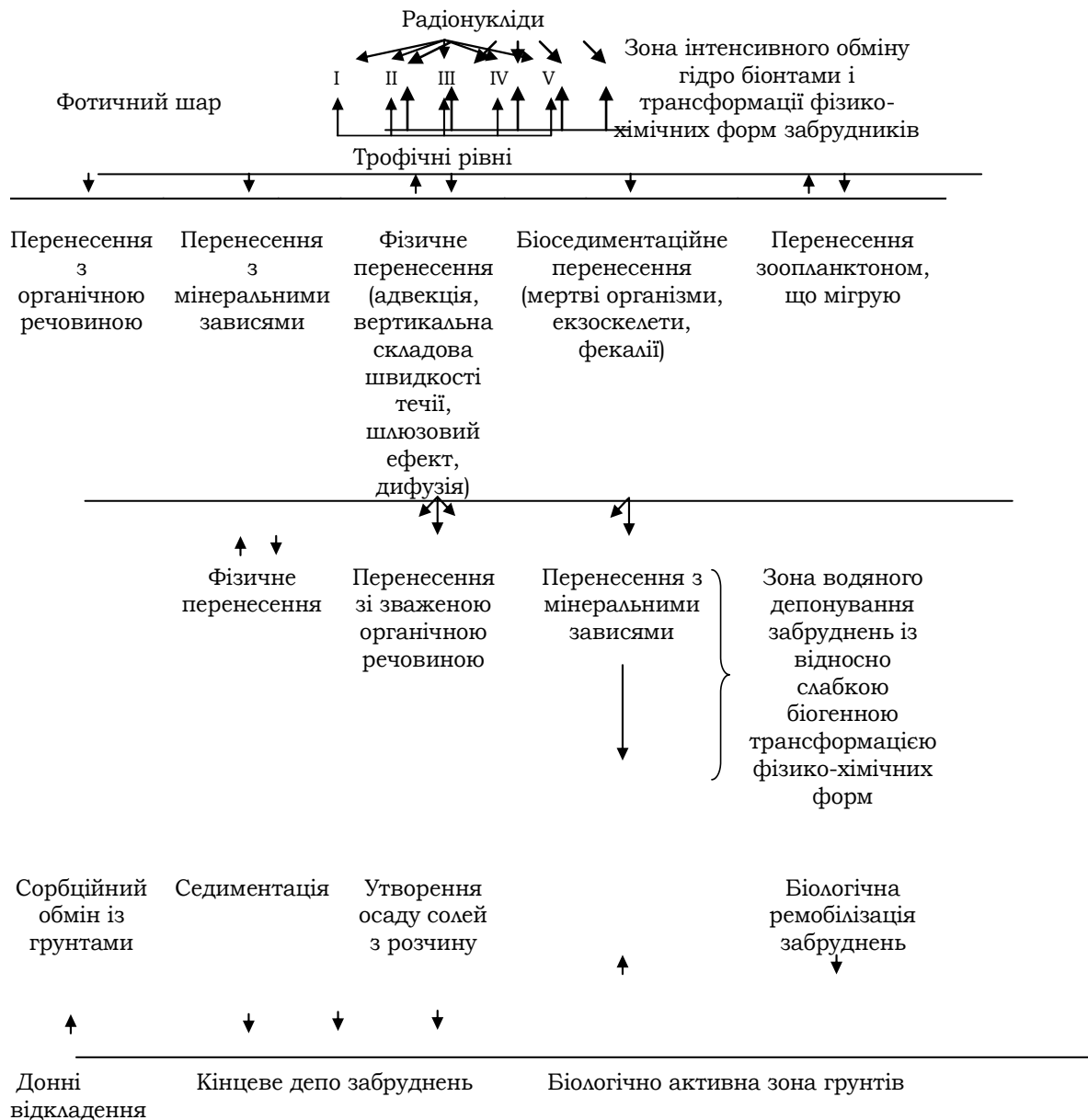


Рис. 8.6. Схема розподілу і просування радіонуклідів за глибиною моря.

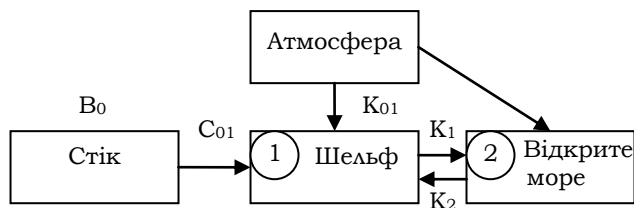
Радіонукліди, що потрапляють у морську екосистему повітряним шляхом та з поверхневим стоком, відносно рівномірно розподіляються серед її основних компонентів – води, суспензій і морської біоти. Оскільки море й океан є кінцевими депо захоронення радіонуклідів, то там вони і залишаються. Кінцевий розподіл радіонуклідів серед компонентів такої екосистеми зумовлюється коефіцієнтами переходу радіонуклідів. Радіонукліди, що потрапили в море з поверхневим твердим і рідким стоком із

рік, насамперед зосереджуються в місцях стоку рік і виносу суспензій. Основним депо концентрування радіонуклідів є біота континентального шельфу з його високою біологічною продуктивністю. Оскільки континентальний шельф у Світовому океані становить 6% поверхні, то саме він і визначає основні параметри радіємності морської екосистеми. Тому доцільно розділити морську екосистему практично на дві підсистеми – континентальний шельф і відкритий океан. Камерна модель такої екосистеми передбачає два основних джерела надходження радіонуклідів – атмосферу і річковий стік. Блок-схему моделі наведено на рис. 8.7.

8.3. Коефіцієнти накопичення радіонуклідів у компонентах морської екосистеми

Компонента	Коефіцієнт накопичення радіонуклідів								
	¹⁴⁴ Ce	¹³⁷ Cs	⁵⁰ Nb	²³⁶ Pu	¹⁰³ Ru	⁹⁰ Sr	¹²¹ Te	⁶³ Zn	⁹⁵ Zr
Донні відкладення	5000	1000	10000	10000	10000	30	-	2000	1000
Водорості	5000	100	2000	2000	2000	100	1000	2000	2000
Ракоподібні	1500	50	500	2000	500	50	100	4000	2000
Моллюски	1500	50	1000	1000	2000	100	100	80000	5000
Риби	100	50	50	1000	10	10	10	5000	1000
				1000					30
				100					

Рис. 8.7. Блок-схема стаціонарної камерної моделі морської екосистеми.



Розглянемо систему диференціальних рівнянь для випадку стаціонарних камерних моделей такої блок-схеми:

$$\begin{aligned} \frac{dA_0}{dt} &= -K_{01}A_0 - K_{02}A_0, & \frac{dB_0}{dt} &= -C_{01}B_0, \\ \frac{dA_1}{dt} &= K_{01}A_0 + C_{01}B_0 - K_1A_1 + K_2A_2, \\ \frac{dA_2}{dt} &= K_{02}A_0 + K_1A_1 + K_2A_2, \end{aligned} \quad (8.24)$$

де A_0 – джерело поступового скидання радіонуклідів, Бк (Ки); B_0 – джерело аварійного скидання, Бк (Ки); K – коефіцієнт накопичення в біоті і C – швидкість аварійного скидання, частка умовної одиниці за одиницю обраного часу. Цю систему рівнянь нескладно розв'язати для реальних значень коефіцієнтів і виду функцій $A_0(t)$ і $B_0(t)$ щодо поступового та аварійного скидань радіонуклідів. Для оцінки чинника радіоємності основних компонентів морської екосистеми, тобто шельфу і відкритого океану, можна використовувати прості формули:

$$F_m = \frac{A_1}{(A_0 + B_0)}; \quad F_{ok} = \frac{A_2}{(A_0 + B_0)} \quad (8.25)$$

Виходячи з цих моделей радіоємності, можна визначити радіоємність екосистеми шельфу для скидання радіонуклідів. Оцінки сумарної активності радіонуклідів, які можуть бути скинуті у Світовий океан без значного порушення стану екосистем, свідчать, що пригнічення росту популяції фітопланктону та інших біосистем можна очікувати при середній питомій активності радіонуклідів у біомасі понад $3,7 \cdot 10^5$ Бк/кг (10^{-5} Ки/кг). Цей рівень може бути орієнтовною межею забруднення біоти. При висушуванні питома активність біоти становить $3,7 \cdot 10^6$ Бк/кг (10^{-4} Ки/кг), що дає змогу віднести її

до радіоактивних відходів. Можна оцінити сумарне відкладення біомаси на шельфі Світового океану. За загального об'єму Світового океану $1,4 \cdot 10^9 \text{ км}^3$ 6% поверхні мілководного шельфу становлять не більш, ніж $8 \cdot 10^7 \text{ км}^3$ води.

Середня маса біоти на шельфі може становити 5 г/м^3 . Тоді за граничного рівня радіонуклідного забруднення радіємність біоти шельфу можна оцінити в $13,7 \cdot 10^{18} \text{ Бк}$ ($4 \cdot 10^8 \text{ Кі}$). Якщо взяти за основу рівень денного скидання радіонуклідів із р. Колумбія ($3,7 \cdot 10^{13} \text{ Бк}$, чи 1 кКі/добу), то за 1000 років цей ресурс радіємності буде вичерпаний. Якщо врахувати, що реальний стік відбувається не тільки з цієї ріки, то виявиться, що загальний запас радіємності морських екосистем не такий уже й великий.

Таким чином, ми отримали тільки середні оцінки, але за реальних умов стік радіонуклідів відбувається не на весь шельф Світового океану, а на відносно малі його ділянки (наприклад, шельф північно-західної частини Чорного моря, де депонуються радіонукліди, що надходять у Чорне море зі стоком Дніпра після аварії на Чорнобильській АЕС і з Дунаю, від діючих у Європі АЕС). Природно, що для таких малих ділянок шельфу запас радіємності ще менший, і слід пильно стежити за темпом стоку радіонуклідів із Дніпра і Дунаю в Чорне море. Імовірно, існують значні обмеження щодо скидання радіонуклідів у каскад Дніпровських водосховищ (у тому числі на території Білорусі й Росії) внаслідок Чорнобильської аварії, а також експлуатації інших атомних станцій на водозборі Дніпра (Запорізька, Південноукраїнська, Хмельницька, Рівненська та ін.). Такі обмеження підлягають виявленню і ретельному вивченню.

Контрольні запитання до розділу 8:

1. Які шляхи впливу радіонуклідів на біоту?
2. Які шляхи надходження радіонуклідів у прісноводну екосистему?
3. Чому радіонукліди у прісноводній екосистемі депонуються в донних відкладах та в біоті?
4. Що є основним у впливі радіонуклідів на біоту – хімічна чи радіаційна дія?

5. Що визначає радіємність прісноводної екосистеми?
6. Що визначає високу ступінь радіємності лісової екосистеми?
7. Які види рослинності мають високу радіочутливість?
8. Визначте особливості радіємності екосистеми луків.
9. Яка роль зрошення у перерозподілі радіонуклідів в агроекосистемах?
10. Визначте коефіцієнт накопичення радіонуклідів.
11. Що таке види рослин дискриміраторів?
12. Які види ґрунтів мають найвищі значення K для рослин?
13. Який ліс має найбільшу радіємність?
14. Як визначається фактор радіємності каскаду водоймищ?
15. Де у морській екосистемі депонується найбільша кількість радіонуклідів?
16. Який вміст радіонуклідів у природному середовищі не впливає на мікроорганізми?
17. Яка роль мікроорганізмів у розподілі радіонуклідів у водоймищах?
18. Яку роль зіграв каскад Дніпрових водосховищ після аварії на ЧАЕС?
19. Як впливають мікроорганізми на розчинність радіонуклідів у ґрунті й мулах?
20. Як може впливати на радіоекологічні процеси здатність мікроорганізмів до кондиціювання навколишнього середовища?
21. Які радіонукліди у прісноводній екосистемі найкраще сорбуються доними відкладами, а які десорбуються?
22. Яка водна рослинність у прісноводній екосистемі накопичує найбільше радіонуклідів?
23. Яка роль морів та океанів у радіонуклідних забрудненнях Землі?
24. Назвіть типові значення коефіцієнтів накопичення радіонуклідів у морській біоті.
25. Чому радіонукліди осідають на водну поверхню більшою мірою, ніж на ґрунт?
26. Яка роль біоти у розподілі радіонуклідів у морях?
27. Які особливості розподілу радіонуклідів у різних зонах морської екосистеми?
28. Як можна проаналізувати морську екосистему за допомогою моделі радіємності?
29. Оцініть загальноекологічне значення морських екосистем у депонуванні радіонуклідів.
30. Чи можна використовувати глибоководні ділянки моря для захоронення радіоактивних відходів?
31. Чому введено мораторій на захоронення радіоактивних відходів у морях та океанах?
32. Яке значення мали випробування атомної зброї на морських акваторіях?
33. Що таке глобальні радіоактивні забруднення?
34. Чому у донних відкладеннях морів не відбувається помітного депонування радіонуклідів?

35. Чому прибережні зони морів є місцем найбільшої концентрації радіонуклідів?
36. Які основні шляхи надходження радіонуклідів до Чорного моря?
37. Які шляхи формування дозових навантажень для людини від забруднених радіонуклідами морських екосистем?
38. За рахунок чого може формуватися рекреаційна компонента поглиненої дози іонізуючого випромінювання для людини у разі перебування на морі?
39. Як може відбуватися самоочищення від радіонуклідів у морських екосистемах?
40. Які основні властивості прісноводних екосистем проявляються щодо потрапляння у них радіонуклідів?

9. РАДІОЕКОЛОГІЯ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТІВ

- 9.1. Закономірності осадження радіонуклідів з атмосфери на поверхню території населених пунктів.
- 9.2. Інші шляхи надходження радіонуклідів в екосистему населених пунктів.
- 9.3. Радіоекологія урбанізованих територій.
 - 9.3.1. Місто як екосистема.
 - 9.3.2. Надходження радіонуклідів у міські екосистеми, їх розподіл і міграція.
- 9.4. Радіоемність міської екосистеми

9.1. Закономірности осадження радіонуклідів з атмосфери на поверхню території населених пунктів

Радіоактивні викиди і випадіння можуть потрапляти в атмосферу і переміщуватися з потоками повітря над населеними пунктами, аналогічним чином, як і над іншими поверхнями Землі (рис. 9.1). Частинки аерозолів і пилу, що містять радіонукліди, формують радіоактивну хмару і з вітром рухаються у просторі. Під час руху повітряних мас ці радіонукліди залежно від особливостей погоди, опадів, зміни вітру і турбулентного переміщення потоків повітря поступово розсіюються. Переміщення радіонуклідів унаслідок атмосферних процесів відбувається значно швидше, ніж на поверхні Землі, й визначається швидкістю вітру, яка досягає 10 км/год.

Особливості надходження радіонуклідів у населені пункти, зумовлені такими чинниками: а) наявністю будов і можливим екрануванням людей від зовнішнього опромінення і зменшенням інгаляційного надходження радіонуклідів у закритих та вентильованих приміщень (*коефіцієнт екранування* – це відношення величини дози зовнішнього опромінення на вулиці та у приміщеннях різного типу; практично він складає від 1 до 4); б) формуванням додаткового інгаляційного надходження радіонуклідів, що осідали на поверхню рослин садиб та парків, особливо у місцях спалення та захоронення сухого листя; в) вживанням фруктів, городини та продукції тваринництва, що одержаної в межах самого міста, передмість та тих, які можуть бути завезені з навколишніх населених пунктів; г) городяни також вживають м'ясо худоби, що вирощене на власних садибах та в оточуючих селах; д) у населених пунктах питна та зрошувальна вода використовується, як правило з централізованих водогонів, ставків та колодязів.

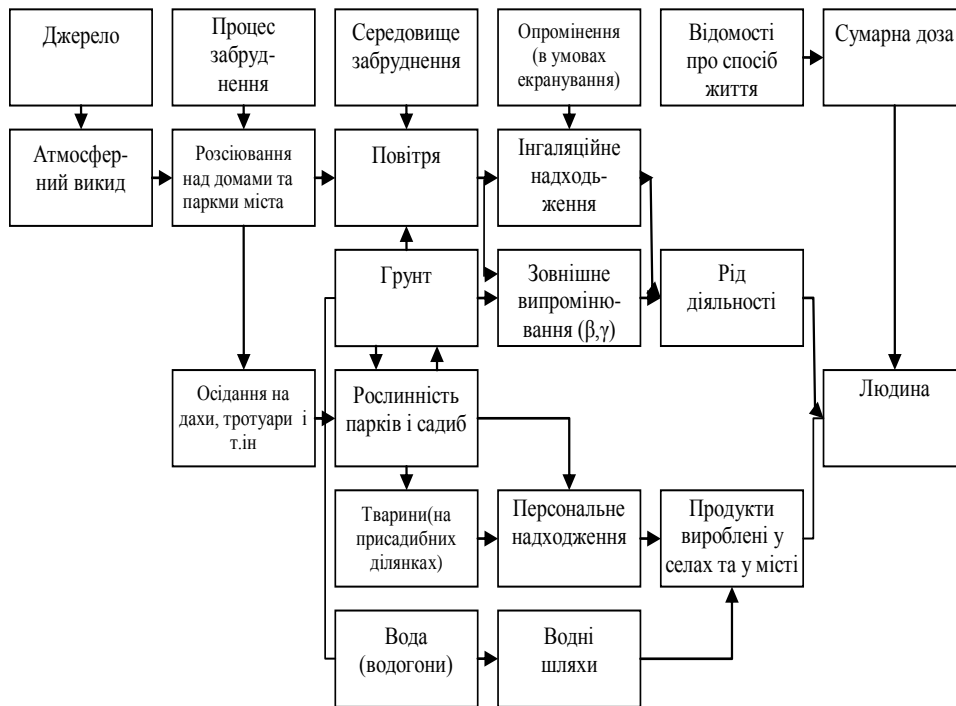


Рис. 9.1. Схема повітряного шляху надходження радіонуклідів.

Завдяки вітровому перенесенню радіонуклідів атмосферна дифузія постійно їх розмиває (диспергує) і зрештою вміст радіонуклідів у повітрі знижується до мізерно малих значень. Середня швидкість вітру – найважливіший параметр дисперсії, що визначає напрямок переміщення і кількість повітря, яке «розбавляє» радіонукліди. Інші важливі чинники, від яких також залежить випадання радіонуклідів з атмосфери, – це опади, що вимивають радіонукліди з хмари, атмосферні умови, наприклад шторм, структура ландшафту чи шорсткість (рельєфність) земної поверхні. Цей рельєф особливо структурований в умовах населених пунктів. Потік повітря має оминати та огинати будови та уповільнюватися. Так, після аварії на Чорнобильській АЕС значного забруднення зазнали дахи всіх будов. З часом внаслідок дії атмосферних опадів відбувся стік радіонуклідів через стічні труби на землю, тротуари, садиби.

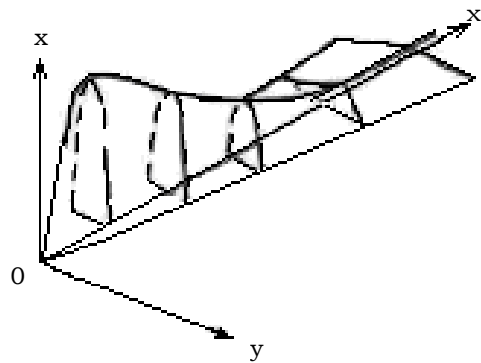
Для радіоактивної хмари ступінь радіонуклідного забруднення за напрямком вітру в будь-якій точці залежить від потужності викиду (кількості

аерозолів, зокрема пилу і радіонуклідів) в одиницях об'єму за одиницю часу (рис 9.1). Ймовірно, що ступінь забруднення повітря і підстильної поверхні ґрунту чи поверхні води зменшується зі збільшенням відстані від джерела і часу після викиду. Дисперсію радіоактивної хмари математично найчастіше описують у вигляді гауссової моделі:

$$X/Q = 2(3S_y)^{-1}(Y_2 - S_z)^{-1}V^{-1}, \quad (9.1)$$

де X – активність радіонуклідів у повітрі, Бк(Кі)/м³; Q – потужність джерела викиду, Бк (Кі)/с); $3S_y$, – поперечний розмір передбачуваного розподілу за віссю y , м (рис. 9.2); S_z – вертикальне стандартне відхилення домішки радіонуклідів, м; V – середня швидкість вітру, м/с. Кожний із параметрів розподілу S_y і S_z є функцією відстані x за напрямком вітру і станом атмосфери, температурною стратифікацією від дуже нестійкої до досить стійкої, властивої для кожної конкретної місцевості. Із переміщенням радіоактивної хмари в атмосфері відбувається процес осадження аерозольних частинок на землю і поверхню води під дією електростатичних сил (аерозолі несуть позитивний заряд, а ґрунт і особливо вода мають негативний заряд) гравітаційного осадження (чим більші частинки аерозолу, зокрема пилу, тим ближче від джерела викиду вони випадають). Період, протягом якого радіонукліди можуть перебувати в повітрі, не перевищує звичайно кількох діб. Виняток становлять викиди радіонуклідів на значну висоту (ядерні вибухи в стратосфері, викид радіонуклідів унаслідок аварій у тропосферу). Осадження радіонуклідів на територіях населених пунктів будуть описуватися іншими моделями, які ще слід окремо розробляти.

Рис. 9.2. Смолоскипова дифузійна модель розподілу радіоактивності при повітряному викиді залежно від відстані від точки викиду: зміни поверхневої активності радіонуклідів за напрямком вітру (x , y , z – висота, ширина і дальність викиду, 0 – точка викиду).



Із формули (9.1) випливає, що чим більші швидкість вітру, нестабільність атмосфери, дисперсія розсіювання радіонуклідів, відстань від джерела, тим менша концентрація радіонуклідів в атмосфері та ступінь випадання їх на поверхню ґрунту чи води. Найпростіше оцінювати рівень випадань залежно від відстані до джерела за формулою

$$A_x = C / X^2, \quad (9.2)$$

де A_x – щільність випадань на відстані (X) від джерела, Бк(Кі)/км²; C – константа загального об'єму випадань.

Для вірогіднішого розрахунку можна використовувати точнішу формулу

$$A_x = \frac{2Q \cdot T}{C^2 \cdot V \cdot x^{2-n}} \cdot \exp\left(-\frac{h^2}{C^2 x^{2-n}}\right), \quad (9.3)$$

де Q – активність (потужність) викиду джерела, Бк(Кі)/км²; T – час викиду; V – швидкість вітру під час викиду, м/с; h – висота джерела викиду (наприклад, труби АЕС), м; n – параметр турбулентності за спеціальними таблицями; C – лінійний коефіцієнт турбулентної дифузії за Сеттоном. Усі згадані процеси в джерелі й атмосфері призводять до формування рівня (щільності) випадань, що зумовлює рівень радіонуклідного забруднення водних і наземних екосистем.

9.2. Інші шляхи надходження радіонуклідів в екосистему населених пунктів

Радіонукліди, що випали з атмосфери на поверхню ґрунту, потрапляють із поверхневим стоком на відповідні водозбірні площі струмків, рік та інших водоймищ. Поверхневий стік радіонуклідів залежить від характеру ландшафту, типу і шорсткості підстильної поверхні в окремих населених пунктах, щільності рослинного покриву, пори року, характеру і кількості опадів. В умовах гірського, схилового ландшафту, при гладкому кам'яному покритті, позбавленому рослинності, в період інтенсивних дощів об'єм поверхневого рідкого і твердого стоку радіонуклідів є максимальним. Тобто, у населених пунктах, розташованих на схилах пагорбів та гір, ці процеси будуть дуже інтенсивні. У свою чергу ці процеси будуть призводити до додаткового забруднення джерел питної та зрошувальної води, але водночас територія такого населеного пункту буде досить швидко звільнятися від поверхневого забруднення радіонуклідами. Для рівнинних ландшафтів, типових для Полісся України, об'єм поверхневого стоку радіонуклідів становить такі величини: для ^{137}Cs – близько 0,01–0,4, а для ^{90}Sr – 0,2–4% на рік. Якщо об'єми випадання радіонуклідів на водозбірну територію великі, як у випадку Чорнобильської аварії на водозбірній площі Дніпра, загальний об'єм надходження радіонуклідів у водотоки з поверхневим стоком може бути дуже значним.

Велике значення для поверхневої активності стоку радіонуклідів із водозбірної площі, особливо із заплав рік, мають періоди весняних і осінніх паводків, властивих нашим річкам. Спеціальні розрахунки показали, що у випадку затоплення заплави Дніпра за високих рівнів паводків (10–25% ймовірності забезпечення) поверхневий стік радіонуклідів ^{90}Sr може досягати 4–8% відкладень радіонуклідів на заплаві за рік. Населені пункти нижче розташовані за течією, що використовують воду з таких річок, можуть

отримувати помітні дозові навантаження. Фізико-хімічні властивості міграції радіонуклідів у ландшафтах (їх рухливість і водорозчинність) відіграють визначальну роль у здійсненні поверхневого стоку.

Крім поверхневого стоку потрібно враховувати *вторинне вітрове підіймання* радіонуклідів, що осіли на поверхню ґрунту. У разі високої вітрової активності на прибережних територіях можливе відбуватися потрапляння радіонуклідів у водяні екосистеми і в органи дихання людини внаслідок дефляції (осадження) чи вторинного вітрового підіймання, пов'язаних із пилоутворенням. Утворення пилу може бути зумовлене дією вітру, рухом транспорту, будівельними і сільськогосподарськими роботами. Вторинне вітрове підіймання радіонуклідів у повітря оцінюють за допомогою *коефіцієнтів вітрового підіймання, або дефляції, K_e (м^{-1})*:

$$K_e = C_n / C_s, \quad (9.4)$$

де C_n – об'ємна активність радіонуклідів у повітрі, Бк(Кі)/ м^3 ; C_s – поверхнева активність радіонуклідів на поверхні ґрунту, Бк(Кі)/ м^2 .

За експериментальними даними, відразу після випадання K_v становить 10^{-4} – 10^{-6} м^{-1} , а після заглиблення радіонуклідів у ґрунт через декілька років після випадання зменшується до 10^{-8} – 10^{-10} м^{-1} . Коефіцієнт вітрового підіймання варіює від 10^{-2} в умовах польових робіт до 10^{-12} для заасфальтованих міських територій. Це особливо важливо для оцінки інгаляційної складової еквівалентної дози випромінювання для людини. Так, за рівня поверхневої активності ґрунту $3,7 \cdot 10^{10} \text{ Бк/км}^2$ (1 Кі/км^2) і коефіцієнта вітрового підіймання 10^{-8} концентрація радіонуклідів у повітрі може досягати $3,7 \cdot 10^{-4} \text{ Бк/м}^3$, що становить значний рівень для органів дихання людини, але не дає значущого вітрового стоку радіонуклідів на поверхню прісноводних водоймищ і морів.

Після потрапляння радіонуклідів у екосистему повітряним шляхом чи поверхневим стоком вони залучаються до участі у житті екосистеми і підкоряються дії її внутрішніх законів. Усі радіонукліди, що потрапили в

екосистему, так чи інакше беруть участь у кругообігу речовин, зумовленому трофічною структурою цієї екосистеми, – від сталих елементів середовища (вода, повітря, ґрунт) до популяцій організмів різних трофічних рівнів,

9.3. Радіоекологія урбанізованих територій

Радіоекологія міст має особливе значення для їх населення, контакт якого з природними і сільськогосподарськими екосистемами має лише спорадичний характер. Проте ця галузь екології, що має певні особливості, розроблена ще недостатньо, і наведений нижче матеріал ґрунтується в основному на власних спостереженнях авторів. На підставі результатів цих спостережень нижче наведено короткий опис міста, як екосистеми, розглянуто основні шляхи надходження радіонуклідів у міста і зроблено спробу оцінити радіоємність міських екосистем.

9.3.1. Місто як екосистема

На сучасному етапі розвитку цивілізації, міста є основним структурним елементом населених територій. Понад 60% населення більшості розвинених країн проживає в містах (в Україні – майже 70%), і за прогнозом цей показник зростає. Великі багатоблокові атомні станції у країнах Європи, у т.ч. в Україні, побудовані поблизу великих міст (на відстані близько 100 км). Так, Чорнобильська АЕС розташована на відстані 130 км від Києва; Хмельницька – 0 км від м. Хмельницького. Крім того, АЕС переважно розташовані поблизу великих рік. Вплив скидань і викидів АЕС може поширюватися за течією цих рік і зі стоками з водозбірних площ на величезні простори, у т.ч. на міста, що розташовані нижче за течією. Внаслідок цього Чорнобильська АЕС і аварія на ній впливають на населення найбільших міст України – Києва, Черкас, Запоріжжя, Дніпродзержинська, Дніпропетровська, Херсона і Криму в цілому. Якщо прямиий вплив аварія справила на 4–6 млн.

чоловік населення України, то непрямий її вплив охоплює 30–35 млн. чоловік. Екологічна система міста (екополіс) охоплює будинки, вулиці, підприємства, зелену зону і зону рекреації (відпочинку) жителів міста, а також зону сільськогосподарського виробництва, звідки доставляють продукти харчування для жителів міста, джерела водопостачання і ріки, що протікають поблизу міста.

9.3.2. Надходження радіонуклідів у міські екосистеми, їх розподіл і міграція

Для штучної екосистеми – екополіса характерні кілька важливих особливостей стосовно надходження до нього радіонуклідів унаслідок викидів і скидань АЕС у випадках нормального й аварійного режимів функціонування. В умовах нормального режиму роботи АЕС основний шлях потрапляння радіонуклідів у екополіс – це скидання в річки і через систему водопостачання у місто, розташоване нижче за течією. Інші, другорядні, шляхи – це незначне осадження аерозолів, що містять радіонукліди, з атмосфери на території міста і вживання продуктів харчування, отриманих із територій поблизу АЕС, де може відбуватися осадження викидів. Ці шляхи не відіграють значної ролі, тому що міста звичайно розташовані досить далеко від АЕС і розташування АЕС за розгою вітрів ніколи не орієнтоване на велике місто. Крім того, викиди за нормального режиму роботи станції, а також площі і рівень забруднення сільськогосподарських угідь є незначними. У табл. 9.1 і 9.2 наведено усереднені оцінки показників викиду радіонуклідів на АЕС із різними типами реакторів – ВВЕР і РБМК.

Дані свідчать, що в режимі нормальної експлуатації різних блоків допустимі і реальні викиди в навколишнє середовище є незначними навіть на межі 3-кілометрової санітарно-захисної зони. Було проведено порівняльні комплексні оцінки еквівалентних доз випромінювання внаслідок викидів АЕС потужністю 10 МВт (електрики) у режимі нормальної експлуатації (радіус 50 км) і при роботі теплоелектростанцій (ТЕС) залежно від шляхів

впливу радіонуклідів (табл. 9.3). Із табл. 9.2 зрозуміло, що еквівалентні дози випромінювання, сформовані внаслідок викидів АЕС у режимі нормальної експлуатації, не призводять до істотних дозових навантажень для населення санітарно-захисної зони і поза нею. Доза від роботи ТЕС за 50 років практично в 100 разів перевищує рівень дози, зумовлений роботою АЕС (в режимі нормальної експлуатації) за 30 років. Таким чином, можна зробити висновок, що у разі нормального режиму роботи АЕС будь-яких радіоекологічних проблем стосовно доз випромінювання для людей, флори і фауни міст та інших розташованих поблизу АЕС екосистем не спостерігатиметься.

9.1. Щільність випадання* довгоживучих радіонуклідів на межі санітарно-захисної зони АЕС** із РБМК-1000 у різний час від початку експлуатації

Радіонуклід	Питома активність радіонуклідів Кі*/кг(л)					
	Через 1 рік		Через 5 років		Через 30 років	
	СД****	Реальні	СД	Реальні	СД	Реальні
⁶⁰ Co	3–12	0.1–1.5	10–50	0.4 -5	20–100	0.8 -10
⁹⁰ Sr	3–10	0.2-0.7	10–60	0.9-40	60–100	4-80
¹³⁷ Cs	0.3–1	(1-4)·10 ⁻³	1.5-6	(6-20)·10 ³	6–10	(2–4)·10 ⁻²

*Поверхнева активність радіонуклідів, Бк/км²

** Відстань від АЕС=3 км

*** 1 мкКі=3,7·10⁻⁴

****СД – допустимі за санітарними нормами викиди

9.2. Питома активність радіонуклідів у об'єктах навколишнього середовища на межі санітарно-захисної зони АЕС залежно від типу реактора

Радіонуклід	Питома активність радіонуклідів Кі*/кг(л)					
	У повітрі		У рослинах		У ґрунті	
	Від ВВЕР	Від РБМК	Від ВВЕР	Від РБМК	Від ВВЕР	Від РБМК
ДЖР**	1.5–2.5	0.5–5	25	3–15	10–20	10–20
⁹⁰ Sr	0.07–0.4	0.03–0.3	0.1–1.5	0.05–0.2	0.2–0.4	0.02–0.3
¹³⁷ Cs	0.25	0.05–0.2	0.1–0.3	0.01–0.4	0.3–0.5	0.02–0.5

$$1\text{Кі}=3,7\cdot 10^{-10} \text{ Бк}$$

ДЖР – довгоживучі радіонукліди

Зовсім іншою є ситуація у випадку такої аварії, як Чорнобильська. Розглядаючи радіоекологічні проблеми міста після цієї аварії, нерідко використовують дані і оцінки, отримані при вивченні наслідків для міста енергетиків (Прип'ять) і для екополіса (Київ). Значні дозові навантаження дістали жителі м. Прип'ять унаслідок зовнішнього опромінення до евакуації.

9.3. Порівняльні еквівалентні дози випромінювання при опроміненні населення внаслідок викидів АЕС* потужністю 10 МВт (ел.) і ТЕС**

Вплив радіонуклідів	Річна доза від роботи АЕС за 30 років, Зв (бер)	Доза від роботи ТЕС за 50 років, Зв (бер)
Зовнішній	$8\cdot 10^{-9}$ ($8\cdot 10^{-4}$)	$1.6\cdot 10^{-5}$ ($1.6\cdot 10^{-3}$)
Через дихальні шляхи	$8\cdot 10^{-9}$ ($8\cdot 10^{-4}$)	$6.7\cdot 10^{-5}$ ($6.7\cdot 10^{-3}$)
Надходження в організм із продуктами харчування	$4.5\cdot 10^{-3}$ ($4.5\cdot 10^{-8}$)	$11.6\cdot 10^{-3}$ ($11.6\cdot 10^{-5}$)
В цілому	$7.13\cdot 10^{-7}$ ($7.13\cdot 10^{-5}$) ($0.25\cdot 10^{-3}$ за останні 30 років)	$19.9\cdot 10^{-2}$ (19.9)

* За нормального режиму роботи АЕС

** Унаслідок викидів ^{40}K та інших природних радіонуклідів

Це місто з населенням понад 40 тис. чоловік забудоване переважно багатопверховими будинками. Більша частка (понад 70%) території заасфальтована, є залишки лісу і невелика паркова зона. Рівень активності радіонуклідів на території міста у травні 1986 р. становив $(3,7-37)\cdot 10^{12}$ Бк/км² (100–1000 Кі/км²), але мало місце нерівномірне осадження радіоактивних аерозолів, зокрема пилу. Всі компоненти екосистеми міста зазнали істотних дозових навантажень від хмари радіоактивних аерозолів і випадіння радіонуклідів. Найвищі рівні забруднення виявлено на ґрунті, рослинності, піщаному плато біля р. Прип'ять, на дахах будинків. Спостерігалась висока

сорбційна здатність матеріалу дахів і стін будинків стосовно радіонуклідів. Якщо в перші роки після аварії дощі спричиняли змив радіонуклідів, то вже через 5–6 років застосування навіть таких методів дезактивації, як піскоструминний і водометний, приводило до зменшення рівня забруднення дахів і стін лише у 2–3 рази. Відношення рівнів забруднення до застосування контрзаходу і після нього дає змогу визначити *коефіцієнт дезактивації*, чи деконтамінації (K_D). Радіонукліди з дахів змивалися опадами на ґрунт. Мало місце значне концентрування радіонуклідів біля водостоків труб на ґрунті чи асфальті. Таке концентрування спостерігалось у Києві та в інших населених пунктах навіть на 7–8-й роки після аварії, і зараз це явище також фіксується. Під деякими водостоками корпусів Національного університету біоресурсів і природокористування України у ті часи автори реєстрували рівні забруднення невеликих ділянок ґрунту за ^{137}Cs порядку 185–296 кБк/м² (5–8 Кі/км²), що відповідає 3-й зоні радіоактивного забруднення, у порівнянні з забрудненням всієї території у середньому 37–74 кБк/м² (1–2 Кі/км²).

Під дією атмосферних опадів здійснюється поступова дезактивація дахів і стін будинків, а також доріг, покритих бетоном і асфальтом. Потім відбувається стік радіонуклідів у каналізаційні системи і далі у Дніпро. Проте, вкриті рослинністю ділянки ґрунту і парки продовжують міцно утримувати радіонукліди, що випали на них. Ландшафт м. Прип'ять рівний і очікувати значних поверхневих стоків тут не доводиться. Натомість Київ має різко виражений горбкуватий ландшафт. У період рясних дощів на схилах ярів і на твердих покриттях вулиць формується твердий і рідкий стік. Зрозуміло, що коефіцієнти стоку з такої міської території в кілька разів вищі, ніж із сільськогосподарських угідь, а тим більше з лісових масивів. Важливо підкреслити, що в умовах міста цей стік спочатку потрапляє у каналізаційну мережу, потім у міські відстійники і тільки після цього у Дніпро. Можна зробити висновок, що саме в мулі й донних відкладах відстійників

концентрується і певний час утримується значна частина радіонуклідів, що випали на місто.

У м. Прип'ять на хвойних деревах унаслідок високих доз зовнішнього випромінювання і рівнів забруднення було виявлено деякі аномалії і морфози в рості й закладанні пагонів. Інших помітних ефектів впливу йонізуючого випромінювання на біоту міст не описано. Можливо, це пов'язано з відсутністю регулярних досліджень і вжиттям різноманітних заходів щодо дезактивації міста. Слід зазначити, що ефективність дезактивації міста виявилась низькою. Дезактивований будинок через деякий час знову забруднювався внаслідок вітрового перенесення радіонуклідів.

Значний ефект стосовно зменшення (економії) колективної дози був досягнутий у Києві за рахунок вивозу і захоронювання опалого листя восени 1986 р. Рівень питомої активності радіонуклідів у листі в парках міста навесні і влітку того року досягав $3,7 \cdot 10^4$ Бк/кг (10^{-6} Кі/кг), що відповідало малоактивним радіоактивним відходам. Загальна маса вивезеного опалого листя становила близько 20 000 т. Було створено контейнери для збирання опалого листя, в яких його вивозили і захоронювали у спеціальних великих могильниках. Економія колективної еквівалентної дози для населення міста після проведення цього контрзаходу була значною і становила $2,1 \cdot 10^4$ люд.-Зв ($2,1 \cdot 10^6$ люд.-бер).

9.4. Радіоємність міської екосистеми

На рис 9.3 наведено блок-схему камерної моделі екосистеми міста на прикладі м. Прип'ять. Можна виділити такі елементи міської екосистеми: парки і галявини, дахи і стіни будинків, тротуари, каналізацію, стік у річку.

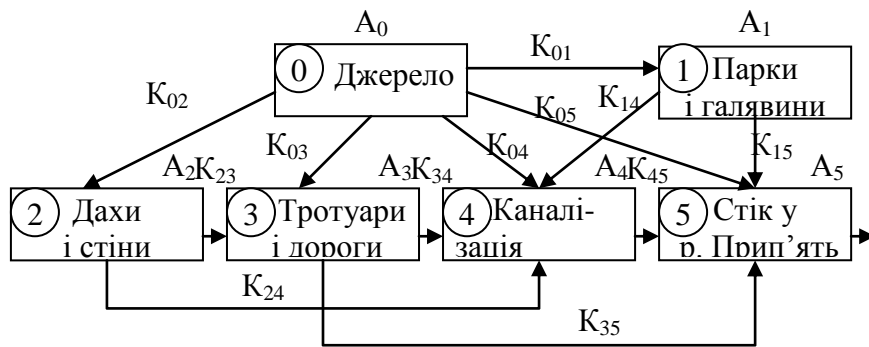


Рис. 9.3. Блок-схема камерної моделі міської екосистеми (на прикладі м. Прип'ять; пояснення в тексті).

Джерелами опромінення в цьому випадку є зовнішнє забруднення у 1986 р., наступні викиди і вітрове перенесення радіонуклідів. Для опису такої радіоекологічної ситуації також можна використовувати систему стаціонарних камерних моделей. Оскільки джерело A_0 у квітні 1986 р. миттєво забруднило м. Прип'ять, то можна не розписувати рівняння для A_0 . Тоді маємо таку систему диференціальних рівнянь:

$$\begin{aligned}
 \frac{dA_1}{dt} &= K_{01}A_0 - (K_{13} + K_{14} + K_{15})A_1 \\
 \frac{dA_2}{dt} &= K_{02}A_0 - (K_{23} + K_{24})A_2 \\
 \frac{dA_3}{dt} &= K_{03}A_0 + K_{23}A_2 - (K_{34} + K_{35})A_3 \\
 \frac{dA_4}{dt} &= K_{14}A_1 + K_{24}A_2 + K_{34}A_3 + K_{45}A_4 \\
 \frac{dA_5}{dt} &= K_{15}A_1 + K_{35}A_3 + K_{45}A_4, \quad (9.5)
 \end{aligned}$$

де K – частка активності радіонуклідів при переході з однієї камери в іншу; A – активність радіонуклідів у відповідній камері, K_i ; dA/dt – похідна за часом t ; t – час.

Знаючи реальні значення коефіцієнтів переходу (K_{ij}), можна оцінити розподіл радіонуклідів у цій міській екосистемі. З наведеної на рис. 9.3 блок-схеми виходить, що основним компонентом екосистеми, який визначає об'єм і міцність утримання радіонуклідів, є каналізація міста. Якщо вона через

чверть століття після аварії продовжує функціонувати нормально, то значна частина радіонуклідів, що випали на м. Прип'ять (за нашими оцінками, не менш ніж 50%), активністю не менше ніж $18,5 \cdot 10^{13}$ Бк (5 кКі) утримується в каналізаційних стоках і колекторах міста. Здатність цієї екосистеми утримувати від скидання через р. Прип'ять у Дніпро істотну кількість радіонуклідів, накопичену в місті, визначає співвідношення:

$$F_M(t) = A_4(t) / A_0, \quad (9.6)$$

де $F_M(t)$ – чинник радіоємності міста; $A_4(t)$ – активність радіонуклідів, що залишаються в каналізаційній мережі, Бк/Кі; A_0 – загальна активність радіонуклідів, що випали на місто, Бк(Кі). Вміст радіонуклідів у мулах і донних відкладеннях стоків і колекторів міста дає змогу визначити чинники радіоємності. Якщо вважати, що $(3,7-0,37) \cdot 10^7$ Бк/кг ($10^{-4}-10^{-5}$ Кі/кг) є граничною активністю радіонуклідів, яка ще не пригнічує біоту мулу і не викликає істотної десорбції радіонуклідів через підкислення середовища, то радіоємність каналізаційної мережі м. Прип'ять не така вже й значна. Потрібно провести розрахунки цієї радіоємності, особливо для ^{90}Sr і ^{137}Cs , і з'ясувати, чи довго і надійно будуть утримуватися в каналізаційній мережі міста вже накопичені радіонукліди. Це дасть змогу припустити, коли можна очікувати перевищення радіоємності міста і таким чином збільшення стоку радіонуклідів у р. Прип'ять. Потрібно знати радіоємність системи каналізаційної мережі і спрогнозувати ситуацію на майбутнє, особливо на період паводків і дощів. Виходячи з оцінки річного стоку з міста, що становить 4–6% запасу радіонуклідів, можна розрахувати, що в каналізацію м. Прип'ять надійшли довгоіснуючі радіонукліди активністю $(5,6-7,4) \cdot 10^{13}$ Бк ($1,5-2,0 \cdot 10^3$ Кі).

Складнішою є радіоекологічна ситуація в екосистемі великого населеного міста, такого як Київ. Крім зовнішнього забруднення радіонуклідами у 1986 р. мали місце інші шляхи надходження до Києва

радіонуклідів. Це насамперед завезення і вживання продуктів харчування із сільськогосподарських передмість Києва в радіусі 150–200 км і більше. Третій шлях надходження радіонуклідів – це водоспоживання з Дніпра (питна вода і зрошення). Ще один шлях формування дози для міських жителів – це перебування в зонах рекреації, де можливе радіонуклідне забруднення пляжів і лісів. Виходячи із зазначеного вище, можна скласти блок-схему для основних шляхів надходження радіонуклідів до екосистеми Києва (рис. 9.4).

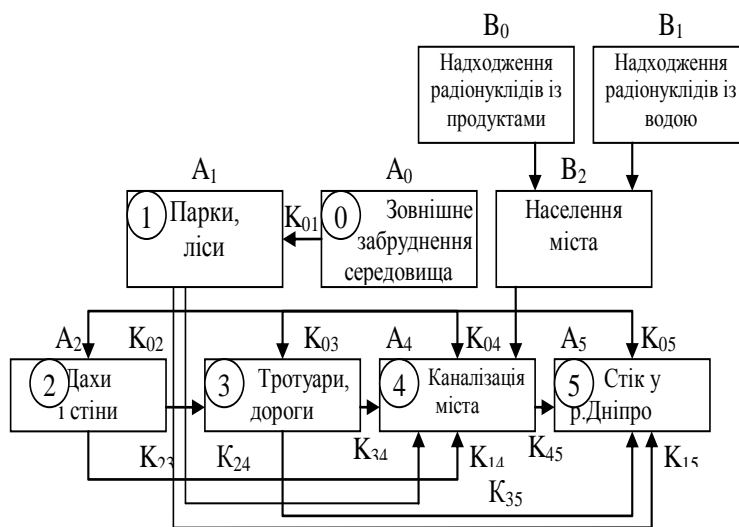


Рис. 9.4. Блок-схема найпростішої камерної моделі великого міста (на прикладі Києва; пояснення в тексті).

На підставі цієї блок-схеми можна отримати систему камерних моделей для такої ситуації, дещо видозмінивши систему рівнянь 7.5. Потрібно лише додати таке рівняння:

$$\frac{dB_2}{dt} = C_{01}B_0 + C_{11}B_1 - C_{24}B_2, \quad (9.6)$$

де B_1 – активність радіонуклідів, що потрапляє в організм із продуктами харчування, B_2 (Кі); B_0 – активність радіонуклідів, що потрапляють в організм із водою, B_0 (Кі); B_0 – активність радіонуклідів, що потрапляють у каналізаційну мережу, B_0 (Кі). У рівняння для A_4 також потрібно додати ще один член ($+C_{24}B_2$), що дасть змогу отримати опис екосистеми великого

міста. За нашими оцінками, поверхнева активність радіонуклідів (щільність забруднення) Києва відносно незначна – $(1,85-25,9) \cdot 10^{10}$ Бк/км² (0,5–7 Кі/км²), а загальний рівень активності радіонуклідів, що випали, становить $(18,5-25,9) \cdot 10^{12}$ Бк (500–700 Кі) за ¹³⁷Cs. Це також відносно небагато. З продуктами харчування і водою в організм жителів міста щороку надходять радіонукліди активністю $(14,8-22,2) \cdot 10^{11}$ Бк (40–60 Кі). Із них близько 70–90%, що становить за рік $(11,1-18,5) \cdot 10^{11}$ Бк (30–50 Кі), виводиться з організму і потрапляє у каналізаційні стоки і колектори. Поверхневий стік із території міста становить 4–6% активності радіонуклідів, що випали, тобто ще $(7,4-14,8) \cdot 10^{11}$ Бк/рік (20–40 Кі/рік). Загальна активність радіонуклідів, що надходять у міську каналізацію, становить $(18,5-33) \cdot 10^{11}$ Бк/рік (50–90 Кі/рік). На підставі цих показників можна розрахувати активність радіонуклідів у каналізаційній мережі Києва, що становитиме близько $7,4 \cdot 10^{12}$ Бк (200 Кі) поверхневого забруднення і близько $18,5 \cdot 10^{12}$ Бк (500 Кі) унаслідок надходження з продуктами харчування. Якщо виходити з того, що стік радіонуклідів з колекторів і відстійників міста в Дніпро незначний, то мули і донні відкладення каналізаційної мережі міста можуть містити радіонукліди активністю до $25,9 \cdot 10^{12}$ Бк (700 Кі). Приймаючи за граничну активність радіонуклідів у стоках міста $3,7 \cdot 10^4$ Бк/кг (10^{-6} Кі/кг), можна зробити висновок, що для підтримання цього рівня досить 70 000 т мулу, тобто набагато менше реальних кількостей мулу і донних відкладень. Отже, радіємність критичної ланки міської екосистеми великого міста (Київ) – його каналізаційної системи ще далеко не вичерпана. Проте ця проблема заслуговує на подальше вивчення.

Поверхнєве забруднення радіонуклідами стін, дахів, будинків, тротуарів і парків Києва внаслідок аварії на ЧАЕС зумовлює лише незначне зростання природного фону, збільшуючи його в 1,5–2 рази порівняно з доаварійним фоном гамма-випромінювання в місті.

Аналізуючи ситуацію після аварії на Чорнобильській АЕС, можна зазначити, що для екосистеми такого великого міста, як Київ, низка заходів відіграла важливу роль у зменшенні радіонуклідного забруднення і дозових навантажень на населення. Це насамперед регулярне миття і прибирання квартир, рясний полив міських вулиць, вивезення опалого листя у 1986 р. Усе це дало змогу вивести в каналізаційну мережу значну частину радіонуклідів, що випали на місто. Виходячи з розглянутої вище моделі, можна зробити висновок, що ці контрзаходи дали змогу істотно знизити дозові навантаження на населення міста (приблизно на $5 \cdot 10^4$ люд.-Зв, або $5 \cdot 10^6$ люд.-бер), і заповнити радіонуклідами значну частину критичної ланки радіємності міської екосистеми – міську каналізацію.

Проблема радіоекології і радіємності міських екосистем потребує докладного вивчення. Шлях вирішення проблеми радіоекології міст приблизно такий: отримати адекватний опис міської екосистеми, а потім визначити її критичні ланки і розрахувати її радіємність і відобразити з допомогою аналітичного ГІС на картах, де буде визначено місця тимчасового і/або довгострокового депонування радіонуклідів. Це дасть змогу розробити та реалізувати оптимальну систему контрзаходів для забезпечення екологічної безпеки населених пунктів.

Контрольні запитання до розділу 9:

1. Які особливості повітряного забруднення території населених міст Ви знаєте?
2. Що таке коефіцієнт екранування у будівлях?
3. Де менша доза зовнішнього опромінення у дерев'яному чи кам'яному будинках?
4. Які камери слід додати у блок –схему міста у порівнянні з іншими типами наземних екосистем?
5. Особливості формування дозових навантажень людей на урбанізованих територіях за рахунок водокористування.

6. Яка роль каналізаційних систем у населених пунктах в депонуванні радіонуклідів?
7. Куди надходить основна частина радіонуклідів в екосистемі міста?
8. На яких ландшафтах швидкості поверхневого стоку радіонуклідів найбільші?
9. Від чого на вашу думку, залежить швидкість поверхневого стоку радіонуклідів у схилових та гірських складових міських екосистем.
10. При рівних умовах забруднення, коли більші дози опромінення у місті чи у селі?

10. ОСОБЛИВОСТІ ВЕДЕННЯ ОКРЕМИХ ГАЛУЗЕЙ ВИРОБНИЦТВА НА ЗАБРУДНЕНИХ РАДІОНУКЛІДАМИ ТЕРИТОРІЯХ

10.1. Ведення сільського господарства: 10.1.1. Рослинництво, 10.1.2. Тваринництво. 10.2. Ведення лісового та садово-паркового господарства. 10.3. Ведення водного господарства. 10.4. Особливості експлуатації транспорту на забруднених радіонуклідами територіях. 10.5. Особливості роботи підприємств харчової та фармацевтичної промисловості. 10.6. Збір, зберігання та захоронення радіоактивних відходів.

Мешкання і будь-яка діяльність людини на забруднених радіонуклідами територіях доцільні і можливі тільки в тому разі, коли існуюча радіаційна обстановка допускає безпечно для здоров'я проведення робіт у різних галузях виробництва. Тому такі роботи в усіх сферах діяльності повинні вестися згідно з положеннями відповідних нормативних документів про умови проживання і трудову діяльність населення на територіях із підвищеним рівнем радіаційного забруднення, із дотриманням принципів радіаційної безпеки й основних санітарних правил роботи з радіоактивними речовинами та іншими джерелами іонізуючих випромінювань.

При радіоактивному забрудненні великих територій у першу чергу уражується сфера сільськогосподарської діяльності і саме продукція рослинництва, а разом з нею – кормовиробництва і, відповідно, тваринництва, стають основним джерелом формування дози опромінення населення у дальні після аварій періоди. Тому особливостям ведення окремих галузей сільського господарства в цих умовах надається першочергове значення.

В значній більшій мірі радіоактивному забрудненню піддані ліси, які, виконуючи важливу захисну функцію на шляху розповсюдження радіоактивних хмар у гострий період розвитку аварій чи інших ядерних інцидентів, стають акумуляторами великої кількості радіоактивних речовин.

Не применшуючи ролі лісу у формуванні дозових навантажень для певних груп населення за рахунок споживання його побічної продукції (гриби, ягоди, дичина), використання деревини для опалення та інших нужд, слід зазначити, що в цілому його значення у формуванні дози опромінення великих категорій населення є менш значним. Проте, веденню лісового господарства на забруднених радіонуклідами територіях надається дуже важливе значення.

Певна роль у формуванні дози належить воді – як питній, так і зрошувальній. В Україні більше половини населення споживають воду головної водної артерії країни – Дніпра, у середній течії якого на одній з найбільших приток – Прип'яті сталася аварія. Басейн цієї притоки формує до 40% радіоактивного стоку Дніпра, який з півночі на південь переносить радіоактивні речовини у менш забруднені радіонуклідами регіони. Тому веденню водного господарства також надається важлива роль.

Певних правил повинно дотримуватися ведення транспортного господарства, особливо наземного. Транспортними засобами радіоактивні матеріали можуть розноситися далеко за межі місць їх начального формування.

Певні особливості ведення стосуються і промислових підприємств, особливо харчової, фармацевтичної промисловості.

Саме у такому порядку за ступенем важливості щодо внеску у формування дози опромінення населення і будуть розглядатися особливості ведення окремих галузей господарювання на забруднених радіонуклідами територіях.

10.1. Ведення сільського господарства

Споживання сільськогосподарської продукції, одержаної на забруднених радіоактивними речовинами територіях, є головним джерелом

опромінення людини. Тому сільськогосподарське виробництво на таких територіях повинно бути спрямоване на вирішення головного завдання - виробництва продукції рослинництва і тваринництва, споживання котрої без обмежень не приведе до перевищення середньорічної ефективної еквівалентної дози опромінення людини. Це досягається за рахунок впровадження у виробництво таких заходів:

1. Підвищення загальної культури ведення сільськогосподарського виробництва з дотриманням необхідних прийомів радіаційної безпеки;

2. Проведення спеціальних радіозахисних заходів, основною метою яких є мінімізація переходу радіонуклідів в продукцію рослинництва і тваринництва;

3. Перепрофілювання напрямів сільськогосподарського виробництва на забруднених територіях, яке забезпечить виключення одержання окремих видів продукції з підвищеним вмістом радіонуклідів.

Якщо впровадження цих заходів не забезпечує виробництва продукції, що відповідає санітарно-гігієнічним нормативам, ведення сільськогосподарського виробництва на цій території припиняється.

Максимальне зменшення розповсюдження радіоактивних речовин за межі забруднених ділянок – дуже важливий принцип ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених територіях. Він досягається за рахунок залісення, проведення різних видів меліоративних робіт. Ці заходи не повинні призводити до суттєвих змін у родючості ґрунту, погіршення якості продукції та викликати інші несприятливі наслідки.

До раціонального мінімуму повинен бути зведений вивіз сільськогосподарської продукції за межі забрудненої території. Останнє, однак, не може бути перепорою для використання поза неї продукції, у якій кількість радіонуклідів відповідає державним санітарно-гігієнічним нормативам.

10.1.1. Рослинництво

Запобігання переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини, тобто гальмування їх руху на початковій і найвідповідальнішій ланці їх короткого харчового ланцюжку – одне з головних сучасних завдань не тільки сільськогосподарської радіоекології, а й загальної радіобіології, так як спрямоване у кінцевому підсумку на протирадіаційний захист людини.

В залежності від властивостей ґрунту, ступеню його забруднення радіоактивними речовинами, а також видів сільськогосподарських рослин, що вирощуються, шляхів використання врожаю та деяких інших умов застосовують різні засоби, які можуть зменшити нагромадження радіонуклідів в продукції рослинництва і кормовиробництва в багато разів. Згідно з однією з класифікацій вони поділяються на дві групи:

1. Загальноприйняті заходи, застосування яких забезпечує ведення звичайного рівня рільництва або навіть сприяє збільшенню родючості ґрунту, зростанню врожаю, якості врожаю і водночас приводить до зменшення переходу радіонуклідів в рослини;

2. Спеціальні заходи, головною метою яких є виключно зменшення надходження радіонуклідів в рослини.

Таке розподілення, звичайно, має дуже умовний характер, тому що загальноприйняті засоби у певних ситуаціях можуть бути трактовані як спеціальні і навпаки. Тому слушно визначити п'ять основних комплексних систем зниження надходження радіонуклідів у рослини, які враховують як загальноприйняті, так і спеціальні механічні, агротехнічні, агрохімічні, хімічні та біологічні заходи: обробіток ґрунту, застосування хімічних меліорантів та добрив, зміни складу рослин у сівозміні, зміни у режимі зрошення і застосування спеціальних речовин та прийомів.

Обробіток ґрунту

Після випадання радіоактивні опади концентруються головним чином у верхньому досить тонкому шарі ґрунту. При порівняно невисоких рівнях забруднення ґрунту достатнім заходом може бути обробка звичайними фрезерними машинами або важкими дисковими боронами, а також оранка відвальними плугами на звичайну глибину 20–25 см. Змішування забрудненого поверхневого шару з більш глибоким різко зменшує розповсюдження радіоактивних опадів з вітром і суттєво знижує забруднення рослин аеральним шляхом, на порядок знижує радіаційний фон місцевості.

За високих рівнях забруднення ефективним прийомом є загортання забрудненого шару ґрунту плантажним плугом на глибину 50–75 см з обертом скиби. Це приводить до зменшення нагромадження рослинами радіоактивних продуктів у зоні переважного розташування кореневих систем у 5–10 разів.

Безперечно, внаслідок такої оранки бідних дерново-підзолистих ґрунтів, можна очікувати істотного погіршення родючості, практично, до повної її втрати. Проте у ряді випадків вона необхідна, так як знижує можливість поверхневого вітрового підйому і перенесення, змиву радіоактивних речовин. Крім того, при достатньому внесенні органічних та мінеральних добрив, вапна на кислих або гіпсу на лужних ґрунтах, врожай може і не зазнавати суттєвого зниження.

Глибоке заорювання радіоактивних речовин – енергоємний захід, що вимагає багато зусиль і коштів. Тому його можна рекомендувати лише у виключних випадках під певні культури і, як правило, на невеликих площах.

За дуже високих рівнях забруднення проводять знімання верхнього шару ґрунту. З цією метою використовують нетрадиційну для агрономічної практики шляхоприбиральну, шляхобудівельну або спеціально сконструйовану техніку.

Проте зняття поверхневого шару ґрунту на глибину лише 5 см дає обсяг до 500 м³ з 1 га. Більш того, навіть за допомогою спеціальних машин в

умовах поля неможливо зняти шар такої товщі, і тому об'єм ґрунтової маси може значно збільшуватись. Таку кількість ґрунту важко знімати, транспортувати, а головне – поховати. Тому очищення поверхні ґрунту за допомогою цього прийому може бути рекомендоване лише в тих випадках, коли кількість радіонуклідів на них значно перевищує межі допустимих рівнів.

Іноді при дуже високих рівнях забруднення рекомендується глибока засипка поверхневого радіоактивного горизонту товстим (0,5-1 м) шаром чистого ґрунту, вибраного з глибини. Безперечно, такий захід важко провести на значних територіях. Як і глибока оранка, знаття верхнього шару ґрунту, він може мати лише локальне застосування.

Більшість розглянутих прийомів, які зв'язані з обробіткою ґрунту, мають характер спеціальних заходів і ефективні лише у перший рік після випадання радіоактивних речовин. Якщо ж була проведена оранка і поверхневий забруднений шар перемішався на глибину орного шару, проведення їх втрачає сенс. У такому разі необхідно звернутися до інших засобів. Одним з найбільш ефективним на всі наступні роки є застосування хімічних меліорантів і добрив.

Застосування хімічних меліорантів і добрив

Роль хімічних меліорантів, як речовин, що покращують фізико-хімічний стан ґрунтів; мінеральних та органічних добрив, як постачальників елементів живлення рослин, в умовах забруднення угідь радіонуклідами не змінюється. Проте, вони можуть набувати нових функцій, які пов'язані з їх фізико-хімічними та хімічними властивостями. В умовах кваліфікованого застосування в певних формах, кількостях та співвідношеннях за допомогою них можна у багато разів зменшувати надходження радіонуклідів в рослини.

Вапнування та роль кальцію. Радіоактивні речовини часто-густо надходять у навколишнє середовище у вигляді нерозчинних і важкорозчинних необмінних форм. Проте з часом при контакті з водою,

киснем повітря вони можуть переходити в розчинний обмінний стан. Цьому особливо сприяє кисла реакція середовища. І було помічено, що на кислих ґрунтах в рослини надходить більша кількість радіонуклідів, ніж на нейтральних чи лужних. В зв'язку з цим спосіб вапнування кислих ґрунтів, котрий широко застосовується у практиці сільського господарства, як виявляється, не тільки сприяє поліпшенню умов росту рослин, але також і зниженню надходження у них радіонуклідів.

Головним компонентом вапна є кальцій – хімічний аналог стронцію у вигляді окису, гідроокису, вуглекислої солі. Тому внаслідок конкуренції, антагонізму між ними надходження в рослини ^{90}Sr зменшується, як правило, у більшій мірі, ніж ^{137}Cs .

Вапнування застосовують звичайно на підзолистих, дерново-підзолистих, деяких болотних, торфових ґрунтах, менше на сірих лісових ґрунтах. На дерново-підзолистих і сірих лісових ґрунтах Полісся при вмісті гумусу до 3% потребу у вапні можна визначити за рН сольової витяжки з ґрунту із урахуванням його механічного складу (табл. 10.1).

10.1. Оптимальні дози вапна в перерахунку на чистий і сухий вуглекислий кальцій, т/га (Б.С. Прістер та ін., 1998)

Механічний склад ґрунту	рН сольової витяжки з ґрунту					
	4.5	4.6	4.8	5.0	5.2	5.4-6.0
Супіщаний легкосуглинковий	4.0	3.5	3.0	2.5	2.0	2.0
Середньосуглинковий	6.0	5.5	5.0	4.5	4.0	3.5

Вапнування кислих забруднених радіонуклідами ґрунтів слід вважати одним з головних засобів, що суттєво гальмують перехід радіонуклідів з ґрунту в рослини. Згідно з даними різних авторів, одержаних за 24 роки після аварії на Чорнобильській АЕС, воно дозволяє зменшувати вміст ^{90}Sr в

картоплі до 5–10 разів, у сінні бобових трав – в 6–8 разів, в овочах – в 4–6 разів, в ягодах – в 3–5 разів. Для ^{137}Cs ці кратності, як правило, дещо нижчі.

Зрозуміло, що внесення вапна та інших вапняних матеріалів можливе лише на кислих ґрунтах. Що стосується лужних ґрунтів, то збагачення їх на кальцій може проводитися за рахунок гіпсування. На нейтральних ґрунтах можна вносити збалансовані кількості вапняних матеріалів та гіпсу. Але слід відзначити, що досвід гіпсування ґрунтів з метою зменшення надходження радіонуклідів в рослини значно скромніший, ніж вапнування.

Калійні добрива. Надходження ^{137}Cs в рослини та нагромадження його в урожаї у значній мірі визначається вмістом в ґрунті і в самих рослинах його хімічного аналогу – калію. З підвищенням кількості калію в ґрунті зменшується надходження ^{137}Cs в рослини. Тому внесення калійних добрив у підвищених кількостях, особливо під рослини калієфіли, є одним з головних засобів зменшення вмісту цього радіонукліду в продукції рослинництва.

Досвід вивчення впливу калійних добрив на надходження ^{137}Cs в сільськогосподарські рослини величезний. Він однозначно свідчить про те, що їх внесення на бідних на калій ґрунтах завжди приводить до суттєвого зменшення вмісту цього радіонукліду в урожаї: в овочах і картоплі – в 4–8 разів, в зерні злаків і зернобобових – в 3–6 разів, в кормових травах, соломі злаків, льону – в 3–7 разів.

Досить суттєво знижує надходження ^{137}Cs як через корені, так і через листя некореневе підживлення рослин калієм.

В цілому накопичення ^{137}Cs рослинами обернено пропорційне вмісту в ґрунті обмінного калію. Але зниження рівнів його вмісту в рослинах залежно від дози калію носить гіперболічний характер, тобто ефективність калійного живлення у міру підвищення доз знижується. Проте збільшення кількості калію в два і три рази порівняно з загально прийнятими нормами дозволяє зменшувати надходження радіонукліду в 3–6 разів (рис. 10.1).

Підсилення калійного живлення рослин зменшує і надходження ^{90}Sr . Особливо виразно це проявляється також на підзолистих та дерново-підзолистих ґрунтах. Так, додавання калійних добрив на дерново-підзолистих ґрунтах легкого механічного складу знижує нагромадження ^{90}Sr в урожаї зернових, картоплі і овочевих рослинах в 2–3 рази. Зменшення надходження цього радіонукліду під впливом калійних добрив звичайно пояснюється відомим антагонізмом між калієм з одного боку, і кальцієм та ^{90}Sr з другого.

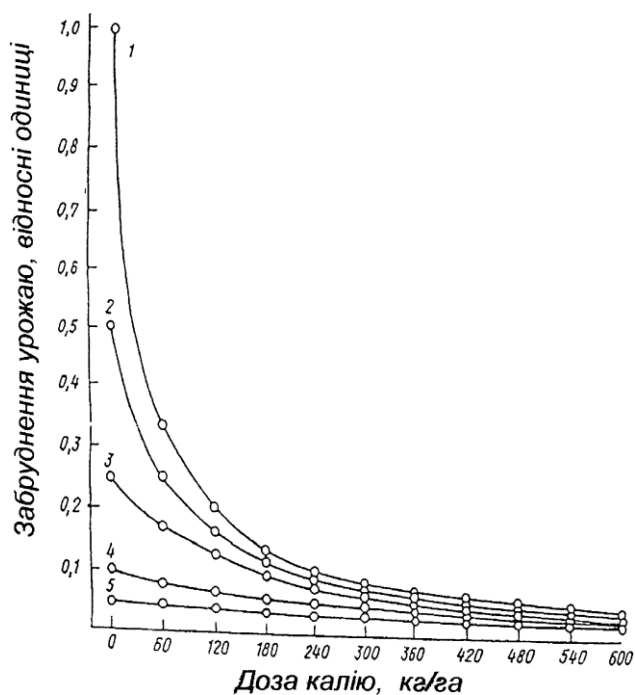


Рис. 10.1. Залежність рівнів забруднення урожаю ^{137}Cs від доз калійних добрив і початкового вмісту обмінного калію в ґрунті (П.Ф. Бондар, 1996): вміст калію в ґрунті: 1 – 1, 2 – 2, 3 – 4, 4 – 10 і 5 – 20 мг/100 г.

Фосфорні добрива. Солі фосфорних кислот здатні утворювати зі стронцієм, як, до речі, і з іншими елементами другої групи, слабо розчинні чи навіть практично нерозчинні сполуки типу вторинних і третинних фосфатів. На підставі цього цілком слушно було припущено, що внесення в ґрунт фосфорних добрив повинно зменшувати перехід ^{90}Sr в рослини. І досить великий масив науково-дослідницьких і виробничих даних свідчить про те, що внесення фосфорних добрив в будь-яких формах на будь-яких відмінностях зменшує нагромадження ^{90}Sr практично всіма видами рослин в

2–6 разів. Найбільш ефективними є добрива, які містять фосфати кальцію та калію. Так, внесення в ґрунт фосфатів калію у декілька разів знижує в рослинах вміст як ^{90}Sr , так і ^{137}Cs . Інші фосфати – амонію, натрію, магнію впливають, головним чином, тільки на кількість ^{90}Sr .

Якщо у відношенні впливу фосфорних добрив на надходження в рослини ^{90}Sr протиріч немає, то у відношенні ^{137}Cs вони існують. На деяких ґрунтах фосфорні добрива у формі суперфосфатів можуть посилювати нагромадження ^{137}Cs рослинами. Так, внесення суперфосфату на вилугуваному чорноземі зумовлює збільшення вмісту ^{137}Cs в продуктивних органах рослин в 1,5–2 рази. На бідних дерново-підзолистих ґрунтах цей ефект практично не проявляється. Азотно-фосфорне добриво без калію часто підсилює надходження ^{137}Cs в рослини на всіх типах ґрунтів. На чорноземах спостерігали збільшення майже у 4 рази.

Азотні добрива. На забруднених радіонуклідами ґрунтах слід обережно підходити до використання азотних добрив. Існує немало даних про те, що при їх внесенні збільшується накопичення в рослинах як ^{137}Cs , так і ^{90}Sr . Основною цього вважається можливе підкислення ґрунтового розчину і зростання в цих умовах рухомості практично всіх елементів живлення, в тому числі і радіоактивних, при застосуванні традиційних для України і більшості країн Європи аміачної селітри – фізіологічно кислої форми азотних добрив, а також карбаміду, який, розкладаючись в ґрунті на аміак та вуглекислоту, здатний також сприяти зсуву реакції середовища у бік підкислення.

Саме тому на забруднених радіонуклідами ґрунтах не рекомендується збільшувати дози азотних добрив, а вносити їх у тих кількостях, що рекомендовані для звичайних умов вирощування виду на даній ґрунтовій відмінності чи навіть менших. Але дози фосфорних і калійних добрив з метою максимального зниження нахождення радіонуклідів слід збільшувати, відповідно, в 1,5 і 2 рази.

Мікродобрива. Певна роль у зниженні надходження радіонуклідів в рослини належить мікроелементам. Дія мікроелементів особливо значуща на ґрунтах з їх дефіцитом. Саме такими є ґрунти Полісся і півночі Лісостепу, найбільш піддані радіонуклідному забрудненню внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. І багатогранна роль, яку грають мікроелементи в житті живих організмів, дозволяє припустити різні механізми їх впливу на поведінку радіонуклідів у системі ґрунт-рослина. Деякі з них, будучи хімічними аналогами радіонуклідів, можуть вступати з ними в конкурентні відносини при надходженні з ґрунту в рослини. Вони можуть впливати на проникність клітинних мембран для радіонуклідів з певними іонними радіусами, зарядом, геометрією координаційної та електронної конфігурацій; можуть активізувати або, навпаки, гальмувати системи транспорту окремих радіонуклідів; утворювати комплексні сполуки з різними речовинами, в тому числі і фізіологічно активними, котрі впливають на надходження радіонуклідів в рослини та їх пересування в окремі органи. І особливо гостро всі ці ефекти можуть проявлятися в умовах природного або штучного дефіциту мікроелементів. Саме тоді їх додаткове внесення приводить до максимально виражених позитивних результатів.

Так, внесення в ґрунт при посіві або позакореневе підживлення рослин люпину, гороху, вівса розчинами цинку, марганцю, міді, кобальту на дерново-підзолистих піщаних ґрунтах в 1,5–2 рази зменшує накопичення ^{90}Sr і ^{137}Cs в соломі і зерні.

Органічні добрива. Внесення в ґрунт органічних добрив збільшує ємність ґрунтового вбирного комплексу і може суттєво зменшувати надходження в рослини радіонуклідів. До того ж органічні добрива, основну масу котрих складають розкладені рештки рослин, містять у збалансованих кількостях чи близьких до таких всі необхідні для рослин макро- та мікроелементи, багато з яких знижують надходження радіонуклідів в рослини. Пташиний послід містить ще й у підвищених кількостях кальцій.

Особливо ефективним є внесення гною, перегною, низинного торфу, сапропелів на ґрунтах легкого механічного складу. При цьому органічні добрива запобігають переходу в рослини не тільки ^{90}Sr і ^{137}Cs , але й багатьох інших радіонуклідів, таких як ^{106}Ru , ^{144}Ce і навіть ^{239}Pu та ^{241}Am , які не мають хімічних аналогів-антагоністів серед елементів живлення.

При використанні органічних та інших місцевих добрив слід дотримуватися певних правил. Гній, компост, попіл, одержані в місцевості з підвищеною щільністю радіонуклідного забруднення, можуть перетворитися на джерело вторинного забруднення ґрунту. Високий рівень забруднення можуть мати і сапропелі за рахунок концентрування радіоактивних частинок з площ водозборів. Тому такі добрива не рекомендується застосовувати на полях з низьким вмістом радіонуклідів. Не слід також вносити їх на овочево-картопляних сівозмінах, продукція яких йде безпосередньо в раціон людини часто-густо без будь-якої кулінарної обробки. Найбільш доцільно використовувати такі добрива під технічні культури, на насінницьких ділянках, у сівозмінах кормового напрямку.

Таким чином, застосування хімічних меліорантів і добрив на забруднених радіоактивними речовинами ґрунтах при дотриманні певних правил і закономірностей є одним з головних засобів зменшення їх кількості в рослинах. При цьому треба враховувати і те, що зниження радіоактивності продукції рослинництва досягається не тільки за рахунок зменшення їх переходу з ґрунту, але й за рахунок розбавлення при збільшенні врожаю.

Зміна складу рослин у сівозміні

Різні види рослин з неоднаковою інтенсивністю поглинають і накопичують у своїх органах окремі радіонукліди. Тому при плануванні заходів по зменшенню їх надходження в сільськогосподарські культури слід звертати особливу увагу на добір у сівозміні як видового складу рослин, так і сортового.

Кальцефільні рослини, у першу чергу бобові, такі як люпин, люцерна, конюшина, вика, горох, квасоля, формуючи свої органи, разом з кальцієм накопичують, так би мовити „помилково” і його хімічний аналог стронцій, в тому числі і ^{90}Sr . Злаки, які поглинають кальцій у порівняно невеликих кількостях, значно менше нагромаджують і ^{90}Sr . Тому накопичення цього радіонукліду різними видами рослин при вирощуванні в однакових умовах може відрізнятись у десятки разів. Вегетативні органи зернових і зернобобових видів нагромаджують ^{90}Sr у багато разів більших кількостях, ніж зерно.

З овочевих культур, які складають значну частку в раціоні людини, мабуть найбільше усього накопичують ^{90}Sr коренеплоди і бульбоплоди (рис. 14.3, б). По їх відносній частці у раціоні перше місце займають картопля і буряки столові. Суттєва частка належить і капусті.

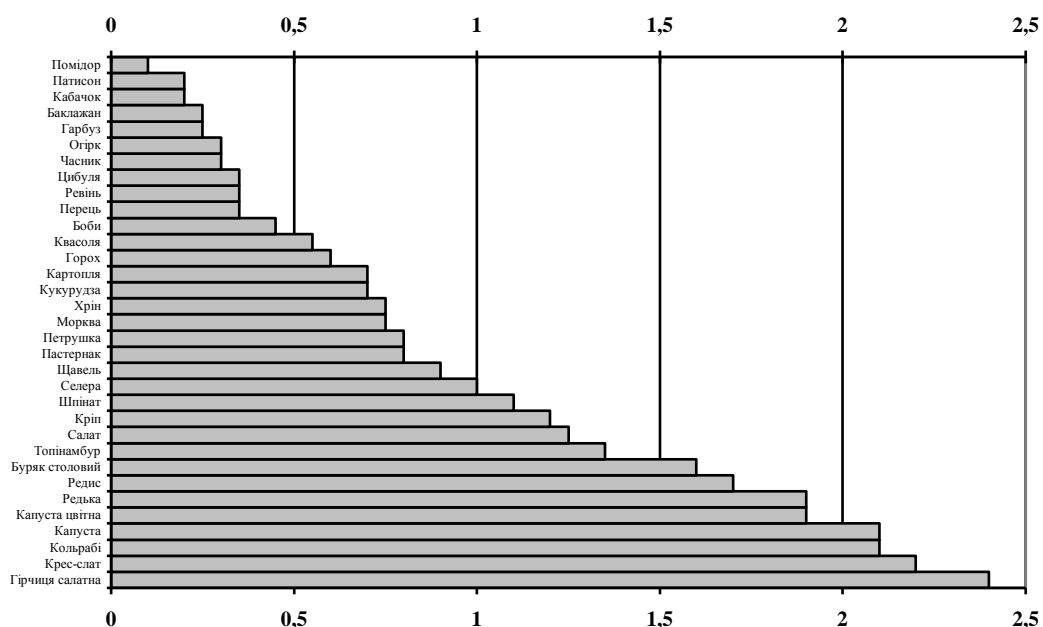
Аналогічно калієфільні рослини, такі як той же люпин, кукурудза, картопля, буряки, гречка та багато інших разом з калієм у великих кількостях накопичують його хімічні аналоги з першої групи періодичної системи, в тому числі і цезій з його радіоактивними ізотопами ^{134}Cs і ^{137}Cs . В порядку зменшення вмісту ^{137}Cs у продовольчих частина окремі види рослин розміщуються у такій послідовності: зернові та зернобобові – гречка–соя–боби–квасоля–горох–овес–жито–пшениця–ячмінь–просо–тритикале–кукурудза; кормові (зелена маса) – люпин жовтий–капуста кормова–вика–соняшник–конюшина–тимофіївка–костриця безоста–кукурудза; деякі технічні – редька олійна–ріпак–буряки цукрові–соняшник–льон; овочеві – капуста–буряк столовий–салат–морква–картопля–огірок–гарбуз–помідор (рис. 10.2, а).

Міжвидові відмінності сільськогосподарських рослин у накопиченні цих радіонуклідів сягають багатьох десятків разів. Так, різниця у накопиченні ^{137}Cs у зерні гречки і кукурудзи досягає 60 разів, продуктивними

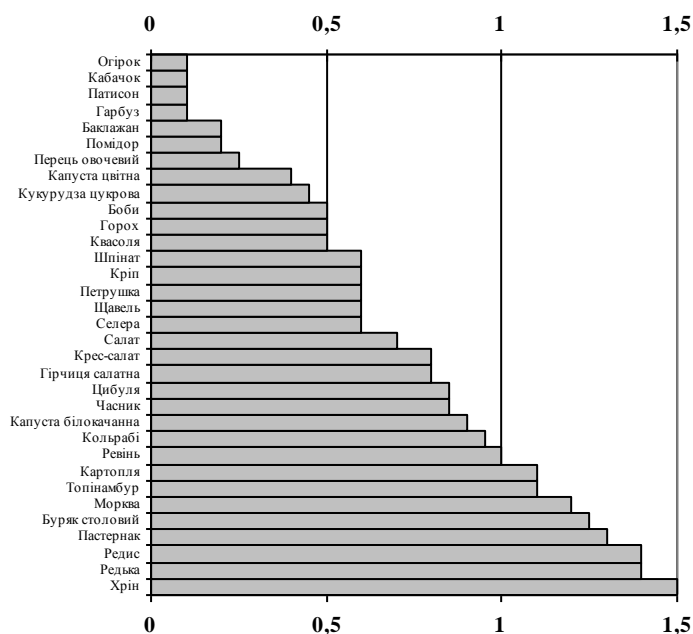
органами овочевих рослин – 25 разів. Кількість ^{90}Sr в сіні бобових трав в 2–10 разів вища, ніж в злакових.

Велике значення у формуванні сівозміни на забруднених радіонуклідами території можуть мати сортові особливості рослин. Так, окремі сорти гороху за здатністю накопичувати ^{90}Sr відрізняються в 2,5 рази, а сорти ярої пшениці за здатністю нагромаджувати ^{137}Cs – майже в 2 рази. Що ж стосується озимої пшениці, то різниця у накопиченні цього радіонукліду різними сортами досягає 5 разів. Є відомості щодо 3-кратних коливань у накопиченні ^{137}Cs різними сортами кукурудзи, картоплі.

a



б



Коефіцієнт накопичення

Рис. 14.2. Відносні значення коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs (а) і ^{90}Sr (б) продуктивними органами основних видів овочевих рослин.

Дані про здатність тих чи інших видів рослин та їх сортів до накопичення певних радіонуклідів необхідно використовувати при організації рослинництва на забруднених радіонуклідами територіях з метою одержання продукції з мінімальною їх кількістю. Для цього вносять відповідні корективи у сівозмінах шляхом заміни видів рослин з високими K_H на такі, що мають менші їх значення. Іноді для того, щоб знизити або уникнути забруднення продукції навіть міняють напрям рослинництва.

Згідно з рекомендаціями Інституту землеробства НААН України, на забруднених радіонуклідами дерново-підзолистих піщаних ґрунтах слід застосовувати таку сівозміну: 1) озимі на зелений корм + післяукісна кукурудза на зелений корм, 2) озиме жито, 3) картопля, 4) овес; на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах - таку: 1) кукурудза на зелений корм та силос, 2) озиме жито, 3) картопля, 4) ячмінь з підсівом багаторічних трав (злаково-бобові сумішки), 5) багаторічні трави, 6) озима пшениця; на сірих лісових суглинистих ґрунтах та чорноземах обмежень щодо видового набору і чергування культур немає.

Зміна режиму зрошення

При зрошенні інтенсивність залучення радіонуклідів у біологічний кругообіг зростає. Розрізняють три головних шляхи впливу зрошення на їх нагромадження в рослинах:

1. При зрошенні відбуваються істотні зміни у водному режимі ґрунту, внаслідок чого може зростати рухомість радіонуклідів і їх доступність для кореневих систем рослин;

2. Внаслідок змін характеру фізіологічних процесів, які знаходяться у зв'язку зі змінами у надходженні в рослини і транспорті елементів мінерального живлення, відбуваються зміни як у нагромадженні окремих елементів, так і радіонуклідів;

3. При зрошенні надходження радіонуклідів у рослини може йти по таких ланцюжках міграції, яких немає у богарному землеробстві (наприклад, перехід радіонуклідів у рослини безпосередньо з поливних вод, які містять радіоактивні речовини, через надземні органи).

Таким чином, в умовах зрошення можуть утворюватися сприятливі умови для надходження радіонуклідів в рослини. Джерелами їх можуть бути як забруднена вода, так і ґрунт.

Надходження радіонуклідів у рослини залежить від способу поливу. При дощуванні (а цим засобом в Україні зрошується більш як 95 % зрошуваних земель) забрудненою водою радіонукліди поглинаються головним чином надземною частиною рослин при попаданні поливної води на листя, квіти, плоди, стебла. В цьому випадку надходження радіонуклідів до рослин буде максимальним. При поверхневому поливі поля по борознах, напуском по смугах, затоплюванням; при підґрунтовому зрошенні, коли вода надходить по капілярах безпосередньо у кореневмісний шар ґрунту з системи підґрунтових зволожувачів; при крапельному зрошенні, коли вода підводиться до поверхні ґрунту у зоні кореневої шийки, їх надходження відбувається через корені. В цьому випадку накопичення радіонуклідів буде значно меншим, оскільки частину з них поглинає ґрунт. Не можна не враховувати й того, що частина радіонуклідів затримується кореневою системою, поглинається стінками провідних судин стебла та інших органів надземної частини.

При поливі незабрудненою радіонуклідами водою, навпаки, слід віддати перевагу поливу дощуванням.

Полив чистою водою сприяє глибокому промиванню ґрунту, переносу радіонуклідів з поверхневих горизонтів у більш глибокі до зони кореневого заселення, збільшення рухомості радіонуклідів і надходженню їх у рослини.

Виділяють такі загальні правила щодо зміни режиму зрошення. Головним чином вони стосуються найбільш небезпечної ситуації, коли полив здійснюється водою, яка містить радіоактивні речовини. А саме така ситуація склалася у теперішній час на зрошуваних землях півдня України, де полив проводиться Дніпровською водою, яка приносить радіонукліди з північної частини:

- при можливості вибору способу зрошення перевагу віддавати поверхневому поливу;
- в межах обсягу зрошувальної норми зменшити кількість поливів;
- віддавати перевагу проведенню поливів у першій половині вегетаційного періоду;
- не допускати поливу, особливо дощуванням, в період формування та визрівання частин рослин, які становлять предмет урожаю.

Зазначені обмеження у зрошенні, безперечно, можуть впливати на продуктивність сільськогосподарських рослин, тому що будь-яке відхилення від технології зрошення призведе до порушення оптимальних умов їх вирощування. Але це повністю компенсується одержаною більш чистою щодо вмісту радіонуклідів продукцією рослинництва.

Застосування спеціальних речовин та прийомів

Відомо досить багато всіляких відносно простих і складних, природних та штучних речовин, внесення яких у ґрунт зменшує перехід радіонуклідів у рослини. Серед них можна виділити два основних класи – адсорбенти і комплексонати. Перші поглинають радіонукліди, роблячи їх недоступними для рослин, другі – утворюють з радіонуклідами складні сполуки, переводячи

їх у важко розчинні не засвоювані рослинами форми або, навпаки, легко розчинні, котрі вимиваються з кореневмісного шару у глибинні горизонти ґрунту.

У якості адсорбентів найбільше розповсюдження одержали деякі природні мінерали, які мають високу сорбційну здатність щодо радіонуклідів, зокрема, цеоліти, поклади яких виявлені у Карпатах. Міцно і у великих кількостях сорбують ^{90}Sr і ^{137}Cs ілліти та вермикуліти, дещо слабкіше – монтморилоніти та каолініти. Ефективними сорбентами вважаються такі мінерали, як флогопіти, гідрофлогопіти, глауконіти, асканіти, гумбрини, біотити, бентоніти. Не дивлячись на відносну дешевизну, їх використання пов'язане з великими витратами, так як є доцільним тільки за дуже високих норм їх внесення у ґрунт – до 0,5–1% до об'єму орного шару. А це – 10–12 тон мілко розмеленого мінералу на один гектар поля. За такого разового внесення вдається знизити надходження радіонуклідів у рослини в 1,5–3 рази протягом декількох наступних років. Іноді ці мінерали відносять до меліорантів, так як їх внесення суттєво покращує механічні властивості ґрунту.

Виражену сорбційну здатність має так зване „активне вугілля” – різновид шлаків, що утворюється при спалюванні кам'яного вугілля. Його внесення на підзолистих ґрунтах у кількостях удвічі менших, ніж природних мінералів, дозволяє досягти такого ж ефекту.

В багато разів зменшує надходження у рослини багатьох радіонуклідів, в тому числі ^{239}Pu і ^{241}Am , внесення в ґрунт амінополікарбонових кислот та їх похідних. Ці речовини утворюють з радіонуклідами комплексні водорозчинні сполуки, сприяючи їх швидкому вимиванню. Однак, цей спосіб належить до дуже дорогих заходів і поки що не одержав розповсюдження у рослинництві.

Засобом прямого зниження надходження радіоактивних речовин у сільськогосподарські рослини є обприскування ґрунту і рослинності розчинами спеціальних хімічних сполук, які утворюють на них

важкорозчинні у воді полімерні плівки. Така захисна плівка подавляє вторинний пиловий перенос радіоактивних частинок, зменшуючи тим самим ступінь аерального забруднення рослин і інших організмів радіоактивними речовинами.

Безперечно, всі розглянуті способи належать до спеціальних, у більшості випадків дорого коштовних і мало перспективних.

Узагальнені дані, щодо дії деяких з найбільш ефективних прийомів зменшення надходження радіонуклідів в сільськогосподарські рослини наведені у табл. 10.2.

10.2. Ефективність радіозахисних заходів у зниженні вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr в рослинах

Заходи	Тип ґрунту	Кратність зниження відносно контролю	
		^{137}Cs	^{90}Sr
Вапнування	Дерново-підзолистий. Світло-сірий, лісова, торфова	1.5-4.0	1.5-2.5
		1.5-2.5	-
Внесення підвищених (двократне) доз фосфорних та калійних добрив	Дерново-підзолиста, сіра лісова. Торфова	1.5-2.0 1.8	1.2-1.5 -
Внесення органічних добрив, 40 т/га та більше	Дерново-підзолиста, сіра лісова, торфова	1.5-3.0	1.5-2.0
Спільне внесення вапна, органічних та мінеральних добрив	Дерново-підзолиста та супіщана, сіра лісова	2.0-5.0	-
Застосування адсорбуючих мінералів (цеоліт, каолініт, вермикуліт, бентоніт)	Дерново-підзолиста, піщана та супіщана	1.5-2.5	1.5-2.0

Необхідно відзначити, що кожна з розглянутих комплексних систем заходів чи окремих прийомів по запобіганню переходу радіонуклідів з ґрунту в сільськогосподарські рослини в умовах одночасного застосування

декількох з них можуть не давати арифметичного збільшення ступеню зниження депонування радіонуклідів рослинами. Більш того, на фоні декількох заходів їх вплив на надходження в рослини продуктів поділу може істотно змінюватися аж до зниження ефективності кожного з них при застосуванні окремо.

10.1.2. Тваринництво

Більше 95% радіонуклідів надходить до організму продуктивних сільськогосподарських тварин з кормом, основу якого складають рослини. З водою надходить зовсім незначна їх частка. Отже, основне завдання тваринництва на забруднених радіонуклідами територіях полягає у забезпеченні тварин „чистими” кормами. На жаль, це не завжди можливе, і тому система прийомів зменшенні переходу радіонуклідів в продукцію тваринництва складається з декількох прийомів: покращення кормової бази; складання раціонів; включення до раціонів добавок і препаратів, що перешкоджають переходу радіонуклідів в продукцію тваринництва і деяких організаційних заходів.

Покращення кормової бази

Вміст радіонуклідів у раціоні сільськогосподарських тварин і, відповідно, перехід в продукцію тваринництва залежать від низки факторів їх годівлі та утримання. Нагромадження радіонуклідів кормовими рослинами, як і іншими, у першу чергу визначається їх біологічними особливостями і типом ґрунту, на якому вони вирощуються, про що говорилося вище. Але у значній мірі воно залежить і від характеру розподілу радіонуклідів у ґрунті. На угіддях, що оброблюються, радіонукліди рівномірно розосереджується в орному горизонті. А на цілих землях природних луків, пасовищ і сіножатей вони зосереджуються в

основному (до 90%) у верхньому 4–6-сантиметровому шарі дернини, внаслідок чого їх питома радіоактивність при однаковій загальній щільності забруднення території може у багато разів перевищувати радіоактивність ґрунту ораних угідь. Така акумуляція радіонуклідів у зоні активного коренезаселення створює умови для підвищеного їх переходу в рослини. Дослідження, проведені на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах свідчать, що накопичення ^{137}Cs у кормах природних луків в багато разів вище, ніж в кормових культурах на оранці (табл. 10.3).

10.3. Коефіцієнти накопиченні (K_H) ^{137}Cs у кормах, одержаних в умовах природних луків і ораних угідь (А.М. Сироткін, 1996)

Види корма	K_H
Трава природного луку:	
- на зелений корм	1,43
- на сіно	6,12
Тимофіївка лучна у сівозміні:	0,19
- на зелений корм	0,59
- на сіно	
Багаторічні трави на сінаж	0,27
Кукурудза на силос	0,07

Великий вплив на забруднення продукції тваринництва радіонуклідами має стан пасовищ і луків. При випасанні худоби на бідних природних пасовищах при вибитому і слаборозвиненому травостої рівень забруднення молока і м'яса може бути у декілька

разів вищим, ніж на луках з добрим травостоєм. Це пов'язане з мимовільним захватом і поїданням тваринами радіоактивних частинок ґрунту і дернини. Встановлено, що корова на таких луках протягом пасовищного періоду заковтує до 200 кг ґрунту, а вівця – до 50 кг. Це, безперечно, стає суттєвим джерелом надходження радіонуклідів до організму тварин, особливо навесні та восени, коли у періоди дощів частка надходження їх з ґрунтом може зростати.

Тому на природних пасовищах і луках рекомендується проведення заходів, які б, з одного боку, сприяли покращенню травостою, а з другого – зменшували надходження в нього радіонуклідів. Насамперед, це поверхневе та докорінне поліпшення кормових угідь.

Поверхневе поліпшення застосовують як правило, на піщаних ґрунтах, у випадках, коли угіддя не можна переорювати через загрозу ерозії, або коли у травостой збереглося до 50% цінних бобових та злакових трав. Воно передбачає поверхневе внесення вапна, азотних та підвищених рівнів фосфорно-калійних добрив. Цей захід разом зі зростанням продуктивності луків і пасовищ у 2–4 рази зменшує перехід в рослини радіонуклідів.

В інших випадках належить проводити докорінне поліпшення природних кормових угідь. Воно включає оранку або глибоку культивування угідь дисковими боронами з руйнуванням і перегортанням старої дернини, проведення вапнування кислих ґрунтів, внесення повного мінерального добрива з підвищеними, відповідно, у 1,5 і 2 рази дозами фосфорних і калійних добрив. Цей захід дає змогу зменшити перехід радіонуклідів у трави в залежності від умов і повноти здійснення прийомів в 2–10 разів.

Важливе значення при корінному поліпшенні кормових угідь

надається формуванню травостою. Ранні злакові суміші характеризуються відносно меншими рівнями накопичення радіонуклідів, ніж пізні. Але за високої інтенсивності випасання худоби використання пізніх злакових трав виявляється ефективнішим, особливо в суміщі з бобовими. Для підвищення вмісту кормового білку бажано здійснювати підсиви конюшини червоної у суміщі з ранніми злаковими травами і конюшини білої – з пізніми.

Щодо вирощування кормових рослин у сівозмінах, то для одержання продукції високої якості там треба дотримуватися всіх заходів, розглянутих у попередньому розділі.

Складання раціонів

Важлива роль у зниженні переходу радіонуклідів з кормів в продукцію тваринництва належить раціону. Шляхом зміни раціону можна у 2–5 разів знизити вміст ^{90}Sr та ^{137}Cs у молоці, м'ясі, яйцях, субпродуктах. Немає необхідності підкреслювати, що в основі складання раціонів повинен бути постійний контроль за станом забруднення кормів радіоактивними речовинами. Крім того, слід враховувати здатність різних видів рослин до нагромадження окремих радіонуклідів, про що йшлося вище. Велику увагу необхідно також приділяти значенням коефіцієнтів переходу ($K_{\text{П}}$) окремих радіонуклідів у різні продукти.

Так, $K_{\text{П}}$ ^{90}Sr та ^{137}Cs в молоко і м'ясо корів, в раціоні яких переважають зелені трави, в 1,5–2 рази вище, ніж у тварин, основу харчування яких складають зерно та грубі корми. Сінний тип годівлі великої рогатої худоби в більшій мірі сприяє надходженню ^{90}Sr та ^{137}Cs у м'ясо і молоко, ніж змішаний раціон, до складу якого входять зерно та грубі корми, сіно, або силосно-концентратний раціон (табл.

10.4). Більш висока концентрація ^{90}Sr спостерігається у кістяку телят і ягнят від корів та овець, які утримуються протягом періоду вагітності на сінному раціоні. У ягнят, народжених від овець, що утримувались на змішаному та концентратному раціонах, відкладення радіонукліду у кістяку було в 4–4,5 рази нижче.

Таким чином, найбільш несприятливі умови ведення тваринництва на угіддях, забруднених радіоактивними речовинами, створюються при екстенсивному типі годівлі тварин кормами з природних луків.

10.4. Вплив типу годівлі на надходження ^{90}Sr та ^{137}Cs в організм великої рогатої худоби і одержану від неї продукцію, % (М.А. Корнеєв та ін., 1977)

Раціон	Надійшло з раціоном		Вміст у м'ясі		Вміст в молоці	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
Сінний	100	100	100	100	100	100
Змішаний	35	44	33	36	43	50
Силосно-концентратний	18	48	20	18	50	57

Для забезпечення виробництва молока і м'яса згідно з діючими нормативами встановлюють межі допустимого вмісту ^{90}Sr і ^{137}Cs в

раціонах худоби різного виду, віку і рівня продуктивності, гранично допустимі рівні (ГДР) радіонуклідного забруднення окремих кормів, ГДР забруднення ґрунтів, де можливе виробництво кормових культур.

Границя допустимого вмісту радіонукліду в раціоні (ГДВ) визначається за співвідношенням: $ГДВ = ДР \cdot 100K_K$, де ДР – допустимий рівень вмісту радіонукліду у харчовому продукті (молоко, м'ясо), Бк/л (кг) і K_K – коефіцієнт концентрації радіонукліду у тканині (молока, м'ясо) чи органі в процентах від надходження з добовим раціоном, усереднені значення яких наведені у табл. 10.5.

10.5. Усереднені значення коефіцієнтів концентрації (K_K) ^{90}Sr та ^{137}Cs для деяких видів продукції тваринництва, % від вмісту в раціоні на 1 кг продукту (Б.С. Прістер та ін., 1998)

Вид продукції	Радіонукліди	
	^{90}Sr	^{137}Cs s
Молоко коров'яче: стійловий період	0,14	0,7
пасовищний період	0,14	0,9
Яловичина	0,04	4
Свинина	0,10	15
Баранина	0,10	15
М'ясо куряче	0,20	450
Яйця	3,20	3,5

В табл. 10.6 як приклад наведений раціон для корови з допустимими рівнями вмісту ^{90}Sr і ^{137}Cs , а в табл. 10.7 допустимі рівні їх вмісту у раціонах різних видів тварин, що забезпечують

одержання продуктів в межах діючих у теперішній час нормативів (ДР-2006).

10.6. Приблизний раціон для корови з надоем 10 кг молока у добу і гранично допустимий вміст (ГДВ) радіонуклідів у стійловий період (Л.М. Романов та ін., 1998)

Корм	Маса, кг	^{90}Sr		^{137}Cs	
		Бк/кг	Бк/добу	Бк/кг	Бк/добу
Сіно	3	2600	7800	100	3000
Солома	2	1850	3700	370	740
Сінаж сіяних трав	6	500	3000	300	1800
Буряк кормовий	10	100	1000	200	2000
Силос кукурудзяний	10	50	500	150	1500
Концентрати	3	100	300	200	600
Разом:			16300		9640

10.7. Допустимі рівні вмісту ^{90}Sr та ^{137}Cs у добових раціонах тварин, що забезпечують одержання продуктів в межах діючих нормативів (М.М. Лазарєв та ін., 1998)

	^{90}Sr	^{137}Cs
--	------------------	-------------------

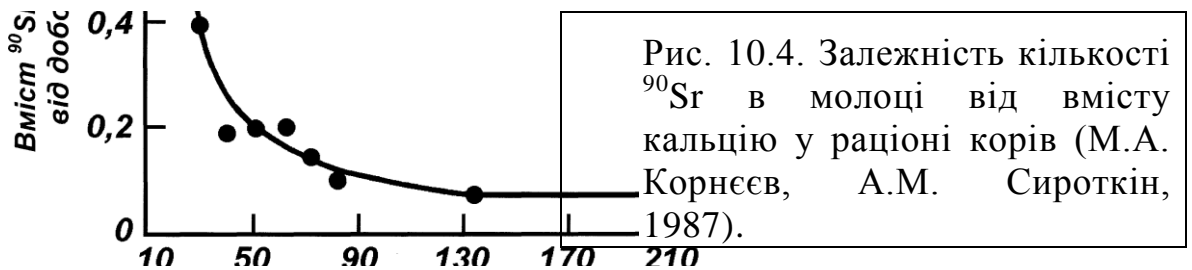
Продукти	в раціоні тварин, Бк	в продукті, Бк/кг	в раціоні тварин, Бк	в продукті, Бк/кг
Молоко коров'яче	20000	20	10000	100
Яловичина	33340	20	5000	200
Свинина	20000	20	667	200
Баранина	20000	20	667	200
М'ясо куряче	10000	20	22	200
Яйце (меланж)	625	20	2900	100

Включення до раціонів добавок і препаратів, що перешкоджають

переходу радіоактивних речовин в продукцію тваринництва

Важливу роль у запобіганні переходу в організм сільськогосподарських тварин радіонуклідів відіграє оптимізація мінерального живлення. Найбільше практичне значення у цьому відношенні, як і при розробці систем мінерального живлення рослин, являє кальцієве і калійне живлення. Кальцій в організмі хребетних тварин грає особливу роль, складаючи основу скелета, а у ссавців – ще й головний мінеральний компонент молока. При дефіциті в організмі кальцію його місце можуть посідати хімічні аналоги – в першу чергу елементи другої групи періодичної системи, серед котрих знаходиться і стронцій. Саме тому порушення кальцієвого живлення може призводити до збільшення накопичення в організмі тварин ^{90}Sr . У той же час збагачення раціону кормами, які містять

кальцій, наприклад, бобовими травами, додавання мінерального підкорму у вигляді вуглекислих, а особливо фосфорнокислих, солей кальцію являє собою дешевий і доступний спосіб обмеження переходу ^{90}Sr із шлунково-кишкового тракту в тканини – тобто в продукцію тваринництва (рис. 10.4).



Підсилення калійного живлення рослин зменшує і надходження ^{90}Sr . Особливо виразно це проявляється також на підзолистих та дерново-підзолистих ґрунтах. Так, додавання калійних добрив на дерново-підзолистих ґрунтах легкого механічного складу знижує нагромадження ^{90}Sr в урожаї зернових, картоплі і овочевих рослинах в 2-3 рази. Зменшення надходження цього радіонукліду під впливом калійних добрив звичайно пояснюється відомим антагонізмом між калієм з одного боку, і кальцієм та ^{90}Sr з другого.

Мало вивчений і вплив натрію на нагромадження ^{137}Cs , який також його хімічним аналогом, хоча і відома його роль у багатьох фізіологічних процесах. Враховуючи антагоністичні відносини між калієм і натрієм, можна припустити, що на надходження ^{137}Cs впливають не тільки абсолютні їх кількості в організмі, а також і співвідношення між ними.

Значна роль у зменшенні надходження радіонуклідів в організм тварин, а також у підвищенні їх стійкості до іонізуючих випромінювань належить мікроелементам. Особливо це стосується регіонів Полісся, ґрунти яких і, відповідно, корми, бідні не тільки за вмістом основних макроелементів, але й більшості біологічно важливих мікроелементів, таких як йод, фтор, цинк, кобальт, марганець, мідь, селен та інших. Збагачення раціону тварин солями цих елементів може стати важливим заходом в системі ведення тваринництва на забруднених радіонуклідами територіях.

Проте, застосування прийомів, спрямованих на зменшення надходження радіонуклідів в рослини, зокрема вапнування угідь, збільшення доз фосфорних добрив призводить до зв'язування багатьох мікроелементів в ґрунті і зменшенню їх кількості у рослинах, а, відповідно, і в раціоні тварин. Це може стати причиною ряду захворювань тварин, відомих під загальною назвою гіпомікроелементозів. Тому слід періодично на основі даних про вміст мікроелементів в кормах, воді, молоці, крові, м'ясі уточнювати необхідні дози їх солей у раціонах тварин.

Відомі речовини, які здатні знижувати перехід радіонуклідів з кормів до тканин тварин. До них належить велика група різних за хімічною будовою сполук, котрі при додаванні у раціон зв'язують радіонукліди у шлунково-кишковому тракті, зменшуючи їх

всмоктування. Вони одержали назву ентеросорбентів. Таку дію мають альгінати – солі альгінових кислот, які виділяють з деяких видів бурих водоростей. Додавання альгінатів і навіть самих водоростей до раціону тварин знижує відкладання ^{90}Sr у тканинах у 1,5–2 рази. Схожий ефект мають пектинові речовини, яких багато містять коренеплоди і особливо буряки, в тому числі й кормові, гарбуз, плоди кісточкових ті сім'ячкових фруктових порід.

Надзвичайно високою ефективністю щодо обмеження всмоктування ^{137}Cs у шлунково-кишковому тракті тварин – не тільки ссавців, але й птиці, відзначається фероцин – сполука, більш відома під назвою берлінської лазурі, та його похідні – фероціаніди заліза, кобальту, нікелю. Фероцин вибірково утворює з цим радіонуклідом нерозчинні сполуки, які не проникають через стінки шлунку та кишок і виводяться з організму з продуктами обміну.

Фероцин вводять тваринам у вигляді порошку з кормом, з різними наповнювачами, у складі кормосумішей, брикетів-лизунців з мінеральними елементами. Широке розповсюдження у скотарстві знайшли спеціальні великі воскові пілюлі з фероцином – болюси. Кожній корові на початку пасовищного періоду безпосередньо у рубець через рот за допомогою простого пристосування – болюсоін'єктора вводиться 2–3 болюси. При їх терті фероцин поступово вивільнюється, змішується з кормом, який сорбує радіонуклід, не даючи йому всисатися у кров. Болюси утримуються у рубці 2–3 місяці, після чого вводяться нові.

Як ефективні ентеросорбенти використовуються і згадані цеоліти у вигляді простого розмеленого мінералу (кліноптилоліт) і модифікованого шляхом спеціальної обробки (хумоліт), котрі додаються до концентрованих кормів у кількостях до 10%. У молоці

це забезпечує зниження вмісту ^{137}Cs в 1,5–3 рази, у м'ясі різних тварин – в 1,5–9 разів.

Речовини, що зменшують накопичення радіонуклідів в організмі, блокуючи їх включення в тканини шляхом конкурентної взаємодії, сорбції, утворення комплексних сполук чи за допомогою інших механізмів одержали назву радіоблокаторів. Їх треба відрізнити від радіодекорпорантів – речовин, що прискорюють виведення радіонуклідів з організму. Останні у тваринництві практично не застосовуються в зв'язку з дороговизною.

Організаційні заходи

До цієї групи належить один за найрадикальніших заходів – перепрофілювання господарств. Так, у господарствах, розташованих на малородючих заболочених ґрунтах з великими значеннями K_{H} і $K_{\text{П}}$ радіонуклідів в рослини і високою щільністю забруднення навіть з застосуванням захисних прийомів досить важко одержати молоко, яке відповідало б нормативним вимогам. Або витрати на реалізацію цих прийомів стають не вигідними. У такому випадку доцільніше перепрофілювати молочне скотарство на м'ясне.

На територіях, де внаслідок дуже сильного радіонуклідного забруднення неможливе утримання продуктивних тварин, але допустима трудова діяльність, доцільно займатися розведенням та вирощуванням коней. Для коней можна використовувати кормові ресурси забруднених територій практично без обмежень. Без обмежень можна вести звірівництво. Проте для одержання хутра з допустимим вмістом радіонуклідів в заключний період вирощування тварин необхідно переводити на чисті корми. Також без обмежень можна вести бджільництво, так як квітка, як остання ланка на

міграційному шляху радіонуклідів з кореня, є найменш забруднений орган рослини. До того ж, $K_{\text{п}}$ більшості радіонуклідів у мед, як основну продукцію бджільництва, низькі.

Зважаючи на те, що періоди піввиведення радіонуклідів для сільськогосподарських тварин-савців суттєво не відрізняється від таких значень для людини, що були наведені в таблиці 00, важливим заходом по зменшенню їх кількості в організмі, зокрема радіоцезію у м'ясі жуйних, для яких він складає лише 20–30 діб, треба вважати переведення тварин на декілька тижнів перед забоєм на максимально „чисті” корми. За нестачі кормів з низьким вмістом радіонуклідів у цей період слушно додавати у раціон сорбенти. Але навіть без їх додавання через 2–3 місяця годівлі чистими кормами кількість ^{137}Cs , як правило, зменшується у 6–10 разів. У сполученні ж з сорбентами ефективність прийому зростає.

Узагальнені дані про ефективність деяких радіозахисних заходів у тваринництві наведені у табл. 10.8.

Безперечно, при здійсненні заходів, спрямованих на зниження накопичення радіонуклідів як в продукції рослинництва, так і тваринництва слід враховувати не тільки їх ефективність, але й економічну доцільність. Навряд чи є сенс зосереджувати увагу на коштовних спеціальних заходах, якими б ефективними вони не були, але які на сьогоднішній день не можуть виправдати одного з основних принципів концепції радіаційної безпеки „ризик-вигода”. Цією концепцією слід керуватися завжди при спробах використання забруднених угідь для одержання „чистої” сільськогосподарської продукції.

10.8. Ефективність заходів у зниженні вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr в продукції тваринництва

Заходи	Кратність зниження відносно контролю	
	^{137}Cs	^{90}Sr
Поверхнєве покращення луків та пасовищ	1.5-6.0	1.5-5.0
Докорінне покращення луків та пасовищ	1.5-10.0	1.5-5.0
Додавання у корми фероцинів	2.0-5.0	-
Перевід тварин перед забоєм на 1 місяць на чисті корми	2.0-4.0	-
Переробка молока на вершки	6.0-12.0	5.0-10.0
Кулінарна обробка м'яса	2.0-4.0	-

Безперечно, при здійсненні заходів, спрямованих на зниження накопичення радіонуклідів як в продукції рослинництва, так і тваринництва слід враховувати не тільки їх ефективність, але й економічну доцільність. Навряд чи є сенс зосереджувати увагу на коштовних спеціальних заходах, якими б ефективними вони не були, але які на сьогоднішній день не можуть виправдати одного з основних принципів концепції радіаційної безпеки „ризик-вигода”. Цією концепцією слід керуватися завжди при спробах використання забруднених угідь для одержання „чистої” сільськогосподарської продукції.

Очищення продукції рослинництва та тваринництва від радіонуклідів за допомогою первинних технологічних переробок

Проведення заходів з запобігання надходження та нагромадження радіонуклідів у сільськогосподарських рослинах і тканинах сільськогосподарських продуктивних тварин в певних умовах може виявитись малоефективним, в зв'язку з чим вміст їх в одержаній продукції може перевищувати допустимі рівні. Проте це не означає, що така продукція повинна бути знищена. За деяких

технологічних переробок, які передбачають її розподіл на декілька компонентів, може виявитись, що переважна частина радіонуклідів зосереджується тільки у деяких з них. Нерідко таким компонентом стає не основний, а супутній продукт переробки. Необхідно також мати на увазі, що радіонукліди надходять у рослини, переходять у організм тварин і транспортуються по тканинах переважно у формі розчинених у воді речовин. Тому зосереджуються вони переважно у водяній частині продукції і переходять під час переробки до водного розчину. Внаслідок цього будь-яка технологічна переробка продукції, яка передбачає відокремлення води шляхом віджимання, фільтрування, центрифугування та інших засобів, але не висушування і концентрування, буде приводити до її дезактивації.

Очищення продукції рослинництва. Існують досить прості прийоми очищення деяких видів продукції рослинництва, і складні технології, які можуть бути здійснені тільки за промислових умов. Так, оскільки мінералізовані плівки і оболонки бульбоплодів, коренеплодів, цибулин та інших овочевих культур, продукція котрих часто-густо без будь-якої кулінарної обробки попадає на стіл споживача, можуть бути забруднені частинками ґрунту, містять багато солей кальцію і калію, а з ними, відповідно, стронцію і цезію, промивка водою, ретельне глибоке очищення дозволяє значно знизити кількість в них радіонуклідів. У коренеплодів найбільш забрудненими частинами є головка і кінчик, у голівці капусти – качан, у цибулин – денце, у салатних видів – прикореневі частини. При очищенні це треба враховувати.

Внаслідок очищення зернівок зернових та круп'яних культур, борошно, крупи містять у 1,5–2 рази менше радіонуклідів, ніж зібране зерно. Тому, чим вище сортність таких продуктів, хлібобулочних виробів, тим нижчий у них вміст радіоактивних речовин.

При варінні, засолюванні, маринуванні овочів відбувається додаткове, часом значне, їх очищення від радіонуклідів. Зрозуміло, що радіонукліди при цьому переходять, відповідно, у відвар, розсіл, маринад.

Дуже високого ступеня очищення продукції можна досягти при переробці забрудненої радіонуклідами картоплі на крохмаль. Технологія виділення крохмалю передбачає подрібнення бульб з наступним відокремленням клітинного соку та видобуванням крохмальних зерен промиванням водою. За цих операцій переважна частина радіонуклідів відходить з водою, а одержаний продукт - полісахарид крохмаль містить їх у середньому в 50 разів менше, ніж сама картопля. Аналогічним шляхом після попереднього намочування у воді видобувається крохмаль із зерна злаків.

При переробці будь-якої вуглеводмісної продукції рослинництва і плодівництва на етиловий спирт практично всі радіоактивні речовини, як між іншим, і нерадіоактивні, залишаються у середовищі бродіння. Одержаний же внаслідок дистиляції продукт виявляється у тисячу і більше разів чистішим за вихідний матеріал.

Багатократне у порівнянні з овочевими культурами забруднення радіонуклідами допустиме для цукрових буряків. Технологія одержання цукру складається з подрібнення коренеплодів на тонку стружку і наступного вимивання його гарячою водою, до якої разом з цукром переходять і всі радіонукліди. Але за наступних операцій видалення та очищення цукру – дефектації, сатурації, сульфитації, випаровування, фільтрації, уварення і, зрештою, кристалізації, одержується так званий „білий цукровий пісок” з кількістю радіонуклідів у 50–70 разів меншою, ніж у коренеплодах.

Надзвичайно високий ступень очищення продукції із дуже забруднених радіонуклідами рослин досягається при одержанні рослинних олій з насіння соняшнику, льону, конопель та інших видів рослин. Технологія одержання олій передбачає проведення таких операцій як віджимання рідкої фракції, екстрагування жиру, його дистиляція та очищення. Головна операція –

екстрагування жирів здійснюється за допомогою органічних розчинників, у яких ^{90}Sr , ^{137}Cs та інші радіонукліди не розчиняються. І вже на цьому етапі можна одержати практично чистий від радіоактивних речовин проміжний продукт, який у перебігу наступної дистиляції та очищення шляхом відстоювання, фільтрації, гідратації, а, особливо, рафінування, доводиться до надзвичайно високого ступеня чистоти.

Саме тому зазначені технічні культури рекомендуються для вирощування на особливо забруднених радіоактивним речовинами територіях, де вирощування звичайних сільськогосподарських рослин неможливе або недоцільне з економічної точки зору.

Не всі розглянуті прийоми переробки продукції рослинництва можна назвати її очищенням. Все ж таки в результаті їх застосування часто одержується хоча і чистий, але інший продукт. Проте вони свідчать про можливий раціональний підхід до використання забрудненої радіонуклідами продукції рослинництва, зрештою - шляхи її утилізації.

Очищення продукції тваринництва. Концентрація радіонуклідів в продукції тваринництва також може бути суттєво знижена внаслідок її переробки чи обробки. При цьому досить відчутний ефект може бути досягнутий і при використанні звичайних прийомів. Кращим прикладом є дезактивація молока – основного дозоутворюючого компонента в раціоні людини, особливо дітей.

Так, після сепарування цільного коров'ячого молока лише 8–16% ^{90}Sr , ^{131}I та ^{137}Cs залишається у вершках, а решта переходить до відвійок. Дво-триразове промивання вершків теплою водою та знежиреним молоком зменшує кількість в них ^{90}Sr ще у 50–100 разів. При переробці вершків на вершкове масло значна частина радіонуклідів переходить до склотин і промивних вод. Кількість ^{90}Sr , ^{131}I та ^{137}Cs у маслі при цьому зменшується до 35, 75 та 50% відповідно їх концентрації у вершках. Перетоплення масла дозволяє видалити з нього практично повністю ^{90}Sr та ^{137}Cs і ще 10% ^{131}I .

Переробка молока на знежирений сир веде до зниження вмісту ^{90}Sr та ^{137}Cs на 90%, а ^{131}I – на 70%. Отже, не викликає сумнівів, що з забрудненого радіонуклідами молока доцільно виробляти деякі продукти і в першу чергу вершки та вершкове масло. Це переконливо ілюструє табл. 10.9.

10.9. Перехід ^{90}Sr та ^{137}Cs із молока в молочні продукти (А.С. Соболев та ін., 1998)

Продукт	% від вмісту у незбираному молоці	
	^{90}Sr	^{137}Cs
Молоко незбиране	100,0	100,0
Молоко знежирене	92,0	85,0
Вершки	8,0	15,0
Сколотини	6,5	13,5
Сир знежирений	12,0	10,0
Вершкове масло	1,5	2,5
Молочний жир (топлене масло)	<0,1	<0,1

Продукти переробки молока розрізняються, іноді досить суттєво, по кількості радіонуклідів – ^{90}Sr концентрується переважно у багатих на білки продуктах, а ^{137}Cs в основному залишається у сироватці та сколотинах. Оскільки жири не утворюють комплексів із лужними та лужноземельними металами, невелика частка цих радіонуклідів переходить у вершки і зовсім мала – у масло. Крива рис. 10.5 свідчить про те, як із збільшенням жирності вершків та одночасним зменшенням вмісту у них білку зменшується вміст як ^{90}Sr , так і ^{137}Cs – першого у 2,7 і другого – у 2,3 рази.

Це, однак, не відноситься до галогену йоду, котрий йодує жири, утворюючи з ними міцні сполуки. Саме тому ^{131}I може концентруватись у маслі, як і в інших жирах. Але, зважаючи на короткий період піврозпаду ^{131}I (8 діб), витримування забрудненого масла в холодильнику протягом 40–50 діб дозволяє дочекатись практично повного його зникнення в межах допустимого часу зберігання продукту. Цей прийом був широко застосований навесні 1986 р., що дозволило уникнути великих втрат молока.

Існують також засоби, за допомогою яких можна здійснювати очищення молока від радіонуклідів без суттєвої зміни його хімічного складу та властивостей. Застосування пірофосфатів, які зв'язують стронцій, дозволяє протягом доби вилучити з молока до 80% ^{90}Sr . За допомогою іонообмінних смол можна швидко і досить ефективно очищати молоко і від інших радіонуклідів. Так, один об'єм відомого аніоніту Дауекс 2 дозволяє вилучити більш як 95% ^{131}I та 50% ^{90}Sr з 230 об'ємів молока. Створені також установки з очищення молока від ^{137}Cs шляхом сорбції його на фероцині.

Але найбільш ефективним є електродіалізний метод очищення молока, котрий дозволяє вивести з нього до 90% ^{90}Sr . А при електродіалізі через аніонообмінні мембрани з нього вилучається до 99% ^{137}Cs і до 70–90% ^{131}I .

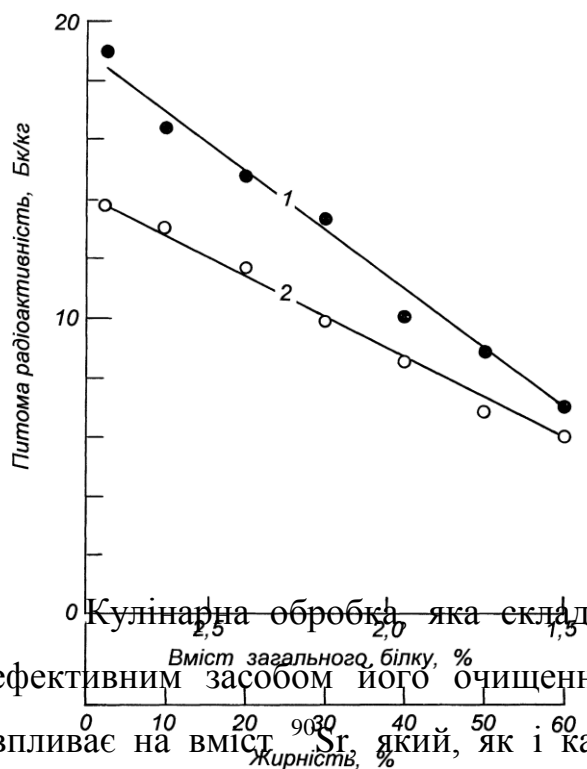


Рис. 10.5. Кінетика зниження питомої радіоактивності ^{90}Sr (1) та ^{137}Cs (2) у вершках зі збільшенням їх жирності та зменшенням вмісту білку в процесі технологічної переробки молока (Ф.А. Федін та ін., 1992, 1993).

Кулінарна обробка, яка складається з виварювання м'яса, є досить ефективним засобом його очищення. Виварювання кісток практично не впливає на вміст ^{90}Sr який, як і кальцій, включається у їх структуру і в бульйон переходить лише 0,01–0,2%. В процесі ж варіння телятини у бульйон переходить до 60% ^{90}Sr і ^{137}Cs , а після додавання до води лимонної або молочної кислоти – до 75–85%. Приблизно стільки ж цих радіонуклідів переходить до бульйону при варінні курячого м'яса. При цьому половина радіонуклідів переходить у бульйон протягом перших 10 хв., але далі із

збільшенням часу темпи вивільнення радіонукліду падають (рис. 10.6). Отже, виварювати м'ясо довше не має сенсу. І ця перша порція бульйону без особливого жалю може бути відкинута.

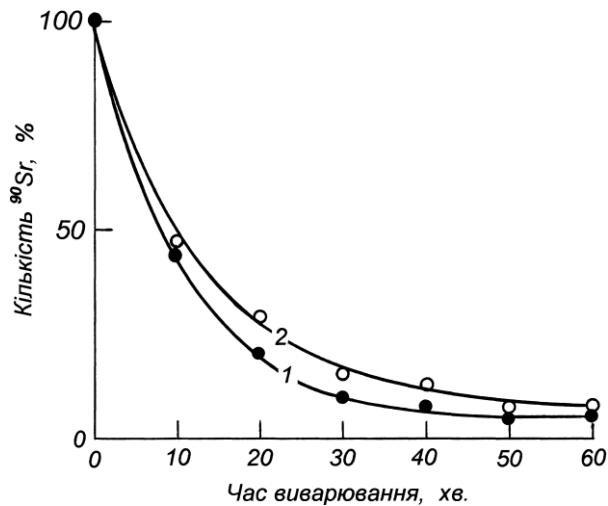


Рис. 10.6. Кінетика зменшення кількості ^{90}Sr (1) та ^{137}Cs (2) у курячому м'ясі при виварюванні (А.М. Сироткін та ін., 1994).

Знизити кількість радіоактивних речовин у м'ясі в декілька разів можна шляхом тривалого (10–12 год.) його промивання у проточній воді, вимочування у 0,8–1%-х розчинах повареної (кухонної) солі з наступним промиванням. Досить ефективним є вимочування м'яса у підкисленій оцтовою, лимонною кислотами воді. Ступінь очищення м'яса при цьому залежить від розмірів шматочків, тривалості вимочування, кількості обробок, реакції середовища, нарешті, ступеня забрудненості, хімічної природи радіонукліду.

При перетопленні сала більш як 95% ^{137}Cs залишається у шкварках, внаслідок чого кількість його в топленому жирі зменшується в 20 разів.

Для оцінки ступеню зниження радіоактивності продукції внаслідок застосування окремих прийомів існує коефіцієнт очищення продукції ($K_{\text{оп}}$) від радіонуклідів, який визначається відношенням питомої радіоактивності одержаного внаслідок обробок чи переробок продукту до питомої радіоактивності сирого матеріалу. Фактично це різновид коефіцієнту

переходу (K_{Π}). В табл. 10.10 наведені значення $K_{\text{ОП}}$, які можна одержати після застосування деяких кулінарних обробок і технологій

10.10. Вплив кулінарних обробок та харчових технологій на коефіцієнт очищення ($K_{\text{ОП}}$) м'яса (яловичина, свинина, баранина) від ^{137}Cs (Л.О.Матола, М.Л.Долгий, 1993)

Методи обробки продукції	Коефіцієнт очищення продукції ($K_{\text{ОП}}$)
Запікання	0,5-0,8
Варіння	0,25-0,5
Тушкування	0,5-0,6
Смаження	0,5-0,8
Соління	0,1-0,6
Засіл	0,05-0,9
Маринування	0,1-0,3
Консервування	0,5
Виробництво ковбас	0,25-0,95

На цьому можна завершити розгляд окремих прийомів щодо особливостей ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях. Викладений матеріал свідчить, що стратегія виробництва продукції рослинництва і тваринництва з мінімальним вмістом радіоактивних речовин – це багатоешелонований комплекс радіозахисних заходів протягом всього харчового ланцюжка на шляху їх до людини. Ця стратегія передбачає найактивніше втручання спеціалістів сільськогосподарства у всі ланки цього ланцюжка: ґрунт–рослина, рослина (корми) – тварина, продукція рослинництва і тваринництва–людина з метою блокування переходу і накопичення радіонуклідів у кінцевому продукті. І чим на більш ранньому етапі цього переходу дане завдання буде вирішене, тим ефективнішим буде захист людини від дії іонізуючої радіації.

Система розглянутих заходів при повному чи частковому їх застосуванні, як вже відзначалось, не дає простого арифметичного підсумовування радіозахисних ефектів. Проте вона дозволяє в багато разів

зменшувати накопичення радіонуклідів сільськогосподарськими рослинами та в організмі сільськогосподарських продуктивних тварин і навіть на дуже забруднених ґрунтах в більшості випадків одержувати продукцію, що відповідає вимогам радіаційної безпеки, суттєво зменшити колективну дозу опромінення населення, яке мешкає на забруднених радіонуклідами територіях.

10.3. Ведення лісового та садово-паркового господарства

Маючи надзвичайно велику поверхню деревного, чагарникового та трав'яного покриву, лісові та садово-паркові екосистеми з одного боку грають важливу роль у захисті навколишнього середовища від забруднення радіонуклідами, а з другого – є акумуляторами радіоактивних речовин. Наявність на шляху забруднених горизонтальних повітряних потоків лісних масивів і навіть окремих дерев приводить до своєрідної фільтрації летючих радіоактивних частинок та їх осіданню на листях, гілках, корі стовбурів. Затримуючи радіоактивні речовини, лісові насадження виконують буферну роль, перешкоджаючи масовому подальшому розносу радіонуклідів. Так, у зоні Чорнобильської АЕС, де лісистість перевищує 40%, у найбільш гострий період розвитку аварії наприкінці квітня-початку травня 1986 р. навколишній ліс у значній мірі поглинув радіоактивні викиди, послабивши вітровий перенос радіонуклідів на інші території, в тому числі і на Київ. Але внаслідок цього при надходженні радіоактивних речовин з атмосфери щільність радіонуклідного забруднення лісів, садів, парків може у десятки разів перевищувати забруднення відкритих територій.

В наступні періоди при осіданні радіоактивних частинок під полог лісу, їх змиву з поверхні дерев атмосферними опадами, листопадів, більш як 90% радіоактивності зосереджується у лісовій підстилці, котра, акумулюючи, адсорбуючи та хімічно зв'язуючи радіонукліди, продовжує виконувати,

знову ж таки, з одного боку захисну роль лісу, а з іншого – осередку зосередження високих кількостей радіоактивності.

У лісових екосистемах, ґрунт яких вкритий потужною лісовою підстилкою і трав'яною рослинністю, практично відсутній поверхневий стік і, внаслідок розвинутої кореневої системи багаторічних дерев, значно загальмовано горизонтальне переміщення ґрунтових вод. Радіонукліди, що проникають у глибину ґрунту внаслідок вертикальної міграції, через корені знову надходять в рослини і з листопадом повертаються до ґрунту. Внаслідок такої специфіки кругообігу у лісових і садово-паркових біоценозах радіонукліди можуть утримуватися в їх межах протягом багатьох десятиріч. З великих зімкнених деревних насаджень, особливо розташованих на рівнинах, практично виключений якийсь значимий виніс радіонуклідів. Саме тому накопичення радіонуклідів лісом може стати джерелом забруднення усієї флори і фауни лісу і, відповідно, можливого їх надходження до організму людини.

10.3. Ведення водного господарства

Водне господарство – це галузь господарювання, яка розробляє і вживає заходів щодо використання поверхневих і підземних вод для різних цілей та їх охорони від виснаження та забруднення. І захищеність природних вод та систем водопостачання населення і об'єктів народного господарства у випадках забруднення поверхні Землі радіоактивними речовинами є одним з найважливіших завдань радіоекології і екології в цілому.

При випаданні радіоактивних опадів внаслідок випробувань атомної зброї, аварій на підприємствах ядерної енергетики чи інших причин відкриті джерела водопостачання (річки, озера та інші водойми) завжди забруднюються продуктами ядерного поділу. І вода таких водойм без спеціального очищення (дезактивації) не може бути використана для пиття

чи інших цілей. Підземні води за цих умов (колодязі, свердловини) можуть стати безпечним джерелом водопостачання.

Проте, треба враховувати, що і підземні води в певних умовах їх формування, а також за рахунок інфільтрації насичених продуктами радіоактивного розпаду атмосферних і поверхневих вод крізь породи зони аерації можуть виявитися забрудненими радіонуклідами.

Тому ведення водного господарства за умов забруднення навколишнього середовища радіоактивними речовинами набуває особливого значення і стає досить складною проблемою

Під час аварії на Чорнобильській АЕС у найбільшій мірі радіоактивному забрудненню, як вже підкреслювалося, була піддана зона Полісся – найоводнений регіон країни. У розпал аварії величезна кількість радіонуклідів надійшла у водойма аеральним шляхом. В наступні роки радіонукліди постійно надходять за рахунок змиву з суходолу дощовими і талими водами. І після припинення викидів з реактору міграція радіонуклідів за межі Зони відчуження переважно відбувається водними шляхами – до 85%. Саме тому основним завданням водного господарства у цих умовах є захист вод від радіонуклідного забруднення.

Слід визнати, що за весь післяаварійний період, починаючи з першого аварійного року практично не виникало ситуацій, коли б радіонуклідне забруднення води суттєво перевищувало допустимі санітарно-гігієнічні рівні. Це цілком зрозуміло: радіоактивні речовини випали у вигляді скло-, керамікоподібних частинок, що сформувалися в умовах надзвичайно високих температур, частинок палива, питомою масою більше одиниці і у прямому смислі слова каменем пішли на дно. На кінець аварійного 1986 р. до 98% радіоактивності, що випала на дзеркало водойм, містилася у донних відкладах і десь близько по 1% у біоті і воді. На теперішній час ситуація суттєво не змінилася. А за деякими даними частка радіонуклідів у воді стала ще меншою.

Проте, іноді спостерігаються суттєві відхилення від середніх значень забруднення води, зумовлені головним чином зливом радіоактивності при підвищенні рівня річок вище критичних відміток і затоплення забруднених частин заплави. Так, в кінці січня-початку лютого 1991 р. у гирлі р. Прип'ять виникли льодові затори, що викликало різкий підйом води і затоплення заплави, в тому числі і в межах Зони відчуження. Максимальна концентрація ^{90}Sr у створі м. Чорнобиль досягала 1,2 Бк/л, а ^{137}Cs була значно менше при 2 Бк/л для обох радіонуклідів за ДР-2006.

Під час надходження радіонуклідів чи аеральним шляхом, чи за рахунок змиву певний період досить значна їх частка може знаходитися у зависях. І, враховуючи кількість води, що споживається людиною як для питних цілей, так і для зрошення продуктивних сільськогосподарських рослин, на територіях з високим рівнем радіонуклідного забруднення рекомендується здійснювати певні радіозахисні заходи. Головна їх мета – не допустити міграції радіонуклідів водними шляхами і подальшого їх розповсюдження.

Відомо досить багато різних методів захисту (очищення) поверхневих вод: механічні, хімічні, біологічні, флотаційні та деякі інші. Практично найбільш ефективними, що пройшли випробування, в тому числі і під час аварії на Чорнобильській АЕС, виявилися механічні. Серед них такі, як відстоювання води у спеціально зроблених земляних відстійниках, влаштування ловчих кишень в руслі річок, установлювання різних фільтраційних пристосувань. Від затоплення заплави під час повеней чи інших ситуацій найбільш небезпечні частини русел річок огорожуються дамбами. Саме своєчасне нарощування дамб запобігло забрудненню води під час найбільшої за весь післяаварійний період весняної повені 1999 р. В останній час широко обговорюються біологічні методи, засновані на здатності деяких водних організмів – гідробіонтів, зокрема деяких видів рослин накопичувати радіонукліди у великих кількостях.

Одним з елементів ведення водного господарства в умовах радіонуклідного забруднення території і поверхневих водойм може бути зміна місць водозабору, перехід водопостачання населення питною водою з підземних джерел. Виходячи з того, що як відзначалося в розділі 4, до 90% запасів радіоактивності зосереджено в 5–15-см шарі ґрунту, ґрунтові води мають бути чистими. І дійсно, навіть на водозаборах підземних вод водоносних горизонтів самої Чорнобильської АЕС, що залягають на глибині 18–20 м, концентрація ^{90}Sr визначається на рівні 4–26 Бк/м³, а ^{137}Cs – 3–16 Бк/м³, тобто в сотні разів менше допустимих рівнів. Скоріше за все, це залишки радіонуклідів, що випали під час масових випробувань атомної зброї у 50–60-ті роки минулого століття і за півстоліття досягли водоносних шарів.

10.4. Особливості експлуатації транспорту на забруднених радіонуклідами територіях

Основним завданням при експлуатації наземного транспорту на забруднених радіонуклідами територіях є запобігання виносу радіоактивних речовин з цих територій і розповсюдження їх на менш забруднені. Так, під час гострого періоду аварії на Чорнобильській АЕС Київ у значній мірі був забруднений саме за рахунок автомобільного транспорту, який курсував між Києвом і зоною аварії. Тільки для евакуації населення за декілька перших діб було здійснено понад тисячу автобусних рейсів. Радіаційний контроль і дезактивація транспорту в ті перші доби ще не були як слід налагоджені і це призвело до внесення у місто великої кількості радіоактивних речовин.

10.5. Особливості роботи підприємств харчової та фармацевтичної промисловості

Основне завдання підприємств харчової промисловості в умовах радіоактивного забруднення територій – це забезпечення населення якісними продуктами харчування з вмістом радіонуклідів, яке відповідає санітарно-гігієнічним нормативам. З одного боку це досягається за рахунок ретельного радіометричного контролю продукції та матеріалів, що поставляються підприємству, а з іншого – застосування технологій, які забезпечують доведення рівня забруднення продуктів харчування з одержаної продукції до встановлених нормативів.

Так, діючі Державні гігієнічні нормативи ДР-2006 допускають вміст ^{137}Cs у продовольчому зерні 50 Бк/кг, а в хлібі та хлібобулочних виробах – 20 Бк/кг. Це означає, що зерно, яке надходить на мукомельні підприємства і, відповідно, борошно, що одержується хлібними заводами, не повинно перевищувати значення 50 Бк/кг. За рахунок додавання води та інших компонентів при виготовленні тіста відбувається зменшення питомої активності радіонукліду і в одержуваній продукції вона не повинна перевищувати 20 Бк/кг.

Завдання фармацевтичної промисловості і відповідних фармацевтичних закладів – забезпечення регіону достатньою кількістю лікарських препаратів, включаючи такі, що мають радіозахисну дію: окремих вітамінів і вітамінних комплексів, деяких мікроелементів та інших. У теперішній час більшість препаратів виробляється хімічним способом з завідомо «чистої щодо радіонуклідного забруднення сировини. Проте певну частку препаратів складають лікарські рослини. На них теж встановлюються санітарно-гігієнічні нормативи. Проте, при цьому слід враховувати і такі фактори, як розбавлення сировини при приготуванні, настоїв, витяжок, способу їх застосування (внутрішнє, зовнішнє) та інше.

10.6. Збір, зберігання та захоронення радіоактивних відходів

Радіоактивні відходи – це рідкі, тверді та газоподібні радіоактивні речовини, що утворюються внаслідок діяльності підприємств, загальна та питома радіоактивність яких перевищує допустимі рівні і які не плануються для подальшого використання. Такі речовини підлягають збору, короткочасному чи тривалому зберіганню в певних пристосованих для цього місцях, транспортуванню до місць постійного захоронення і захороненню.

Внаслідок аварійних викидів радіоактивних речовин об'єкти навколишнього середовища і діяльності людини – ґрунт, рослини, будівлі, транспортні засоби та інші, піддані забрудненню, можуть перетворюватися на радіоактивні відходи. Такі об'єкти підлягають збору і захороненню.

В перші місяці після аварії на Чорнобильській АЕС у багатьох населених пунктах були проведені великомасштабні роботи по зняттю верхнього шару ґрунту і його транспортуванню в місця тимчасового зберігання. Восени після листопаду з багатьох населених пунктів, в тому числі з Києва, була вивезена величезна маса опалого листя, яке першим прийняло радіоактивні опади і за рівнем радіоактивності цілком відповідало радіоактивним відходам. Велика кількість забруднених транспортних засобів – звичайних автомобілів і автобусів, що перевозили людей; бульдозерів і грейдерів, що збирали радіоактивний ґрунт; самоскидів, що його перевозили; вертольотів, що гасили аварійний реактор, були зібрані на спеціальних тимчасових площадках.

Під час радіаційної аварії в Бразилії у 1987 р. майже в центрі м. Гоянія з мільйонною кількістю жителів на площі близько 67 км² випадково був розсіяний радіоактивний хлорид цезію з старої медичної терапевтичної гамма-установки. При ліквідації наслідків інциденту з міста було вивезено і піддано захороненню 3500 м³ радіоактивних відходів – результат дезактивації 85 будинків і залишки 7 будинків, які були повністю знесені.

Перед захороненням радіоактивні відходи упаковують у корозійностійку матрицю з бітуму, бетону, скла. Найбезпечнішим вважаються

матриці, виготовлені на основі спеціальних фосфатних і боросилікатних стекол. Практикується заливка відходів у спеціальних формах рідкою склоподібною масою чи бетоном з наступним затвердінням. Такі блоки поміщують під землю, звичайно у глибинні геологічні виробітки (використані вугільні шахти, соляні копії, старі штольні, свердловини, іноді спеціально створені порожнечі) у сейсмічно стійких місцях. Передбачається, що такі відходи ніколи не будуть використовуватися з якоюсь метою. Нерідко захороненню високорадіоактивних відходів передує етап їх зберігання на поверхні землі у герметизованому стані протягом десятків років, доки їх тепловиділення не знизиться до певного рівня

У теперішній час категорично заборонено скидати радіоактивні відходи в моря і океани, які у середині минулого століття вважалися кращим місцем їх позбуття.

Надійне захоронення радіоактивних відходів є одним з невирішених повністю завдань радіоекології і екології в цілому. Вважається, що ідеального способу їх захоронення чи утилізації, який би назавжди виключив можливість їх шкідливої дії на біоту, поки що не існує.

Контрольні запитання до розділу 10:

1. Завдання сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях.
2. Основні комплексні системи зниження надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини.
3. Прийоми обробітку ґрунту, що зменшують перехід радіонуклідів в рослини.
4. Роль вапнування та гіпсування ґрунтів у запобіганні надходження радіонуклідів у рослини.
5. Вплив окремих мінеральних добрив на надходження радіонуклідів в рослини.
6. Роль органічних добрив у зменшенні надходження радіонуклідів у рослини та особливості їх застосування.
7. Здатність окремих видів рослин щодо накопичення радіонуклідів.

8. Принципи підбору сільськогосподарських культур у сівозмінах на забруднених радіонуклідами територіях.
9. Основні правила проведення зрошення на забруднених радіонуклідами угіддях.
10. Суть прийому фітодезактивації ґрунту.
 11. Основні заходи щодо зменшення надходження радіонуклідів в організм сільськогосподарських тварин.
 12. Суть агротехнічних прийомів покращення луків і пасовищ.
 13. Роль раціону годівлі тварин у переході радіонуклідів в продукцію тваринництва.
 14. Вплив вмісту в раціоні лужноземельних та лужних металів на перехід радіонуклідів в продукцію тваринництва.
 15. Роль ентеросорбентів у запобіганні всмоктування радіонуклідів у шлунково-кишковому тракті тварин.
 16. Суть перепрофілювання тваринництва на забруднених радіонуклідами територіях.
 17. Підстави допустимості ведення конярства, звірівництва і бджільництва на забруднених радіонуклідами у високих рівнях територіях.
 18. Смысл переводу тварин перед забоєм на „чисті” корми.
19. Можливості кулінарної обробки в очищенні продукції рослинництва та тваринництва від радіонуклідів.
20. Основні технологічні прийоми переробки продукції рослинництва, які сприяють очищенню продукції рослинництва від радіонуклідів.
21. Первинна технологічна переробка забрудненого радіонуклідами молока як основний спосіб одержання „чистої” продукції.
22. Можливості очищення від радіонуклідів незбираного молока.
23. Способи очищення від радіонуклідів м'яса.

ПІСЛЯМОВА

Якщо 20-е століття назвали атомним, то 21-е буде ще більш атомним. З кожним роком на планеті зростає видобуток ядерної сировини – урану, збільшується кількість атомних електростанцій, ростуть масштаби використання атомної енергії в різних галузях народного господарства, в тому числі у практиці медицини, сільського господарства, харчовій, фармацевтичній промисловості, наукових дослідженнях.

Україна в цьому плані на світовому просторі займає одне з провідних місць. Серед декількох десятків країн світу, що володіють промисловими запасами урану, вона посідає одинадцяте місце і перше в Європі, по кількості ядерних блоків (атомних реакторів) на АЕС (15) - восьме, по кількості таких, що будуються (4) – поділяє разом з Китаєм друге місце.

Але бурхливий розвиток атомної енергетики періодично призводить до виникнення надзвичайних ситуацій, які супроводжуються забрудненням навколишнього середовища радіоактивними речовинами і стають причиною різноманітних радіаційних уражень усього живого, включаючи людину. Аварія на Чорнобильській АЕС у 1986 р., безсумнівно, була найбільшою атомною техногенною катастрофою за всю історію розвитку ядерної енергетики, проте не першою. Несумірні з нею, проте досить великі аварії відбулися у 1957 р. у тодішньому СРСР на заводі з вироблення збройового плутонію на Південному Уралі і у Великій Британії на АЕС Віндскейл, у 1979 р. у США на АЕС Тримайл-Айленд та інші як до, так і після цих аварій. І не дивлячись на те, що надійність роботи підприємств ядерної енергетики, збагачена досвідом цих аварій, зростає, виключити повністю імовірність виникнення аварійних ситуацій не можна.

Саме тому в наш час кожна освічена людина повинна мати уявлення про те, як видобувається ядерне паливо, як одержується атомна енергія, яку небезпеку являють радіаційні аварії, якими шляхами надходять радіоактивні

речовини у живі організми, як діє високо енергетична іонізуюча радіація на організм людини, як, зрештою, послабити можливі негативні наслідки впливу радіації на здоров'я.

Цей навчальний посібник підготовлений на основі циклів лекцій і лабораторних занять, які автори вели на різних факультетах Національного університету біоресурсів і природокористування України, а також на біологічних факультетах Київського національного університету імені Тараса Шевченка і Московського державного університету ім. М.В. Ломоносова протягом двадцятирічного періоду після аварії на Чорнобильській АЕС. Він охоплює основні розділи радіобіології та радіоекології, торкається деяких основ радіаційної безпеки, радіаційної гігієни і розрахований переважно на майбутніх спеціалістів біолого-природничих професій. Проте він може бути використаний як навчальний посібник і при підготовці спеціалістів інших напрямів: фізиків, хіміків, географів, геологів та інших – всіх, хто вивчає радіобіологію та радіоекологію. Він може стати у нагоді фахівцям будь-яких професій, які живуть, навчаються, працюють на забруднених радіонуклідами територіях. А у нашій країні неможливо знайти клаттика землі, який не містив би певної кількості радіонуклідів, викинутих з аварійного реактора на Чорнобильській АЕС. А 2293 населених пунктів у 12 областях, у котрих мешкає 2 315 900 чоловік, серед яких 499 500 дітей, офіційно вважаються забрудненими радіонуклідами. І кожний житель України має пам'ятати, що ця ситуація – наш теперішній спосіб життя в умовах підвищеного радіаційного тиску, наше сьогодення і майбутнє на багато десятиліть.

Але з іншого боку, спеціалісти багатьох спрямувань, знаючи фізичні і хімічні властивості іонізуючих випромінювань, особливості їх біологічної дії повинні вміти застосовувати їх на благо людини у різних радіаційних технологіях і заходах, аналітичних методах і наукових дослідженнях. Це теж надбання і ознака наших атомних століть, у яких нам доводиться жити.

АВТОРСЬКИЙ ПОКАЗЧИК

Агре О.Л. 8
Алексахін Р.М. – 1, 2, 4,
Анненков Б.М. – 1
Аристотель – 1
Бекерель А. – 1
Белов О.Д. – 282
Бондар П.Ф. – 10
Вернадський В.І. – 1, 8
Виноградов О.П. – 1
Власюк П.А. – 1
Габер М.О. – 337
Гайченко В.А. – 284, 289, 299, 322, 334, 339, 340, 341
Геккель Е. – 1
Гіппократ – 1
Голубкова М.Г. – 1
Гольдберг С.В. – 1
Гродзинський Д.М. – 1
Гудков Д.І. – 269, 272, 274, 278
Гудков І.М. –
Гулякін І.В. – 1, 4,
Даниленко А.І. – 1
Долгий М.Л. – 10
Ємельянов І.Г. – 345
Ільєнко А.І. – 283, 287, 288, 298, 299
Іпатьєв В.О. – 316
Карабань Р.Т. – 319
Кашпаров В.О. – 1
Клечковський В.М. – 1
Ковальський А.А. – 1
Козаков С.В. – 5
Козлов В.Ф. – 306
Корнеєва Л.О. – 342
Корнеєв М.А. – 4, 10
Корогодін В.І. – 8
Крапивко Т.П. – 283, 287, 288, 298, 299
Криволуцький Д.О. – 295, 324
Кришев І.І. – 5
Крослі Дж. – 291
Кузін О.М. – 1
Кузьменко М.І. – 1
Куліков М.А. – 5

Курчатов І.В. – 1
Кутлахмедов Ю.О. –
Кучма М.Д. – 314
Кюрі П. – 1
Лазарєв М.М. – 10
Лєвіна Е.М. – 4
Лейбфред Л.М. – 1
Лощілов М.О. – 1
Марей А.М. – 1
Матола Л.О. – 10
Микитюк О.Ю. – 342, 343
Моїсеєв
Москальов Ю.І. – 285
Наришкін М.А. 4
Одум Ю. – 1
Офель Ір. – 290
Павлоцька Ф.І. – 1
Пель А.В. – 1
Пенткава Ж. – 1
Передельський О.О. – 1
Покаржевський А.Д. – 296, 297
Полікарпов Г.Г. – 1, 5,
Поляков Ю.А. – 1
Прістер Б.С. – 1, 10
Прохоров В.М. – 1
Прянишніков Д.М. – 1
Рентген В.К. – 1
Романов Л.М. - 10
Рябов І.М. – 5
Савченко В.К. – 310, 327
Сахаров В.К. – 4
Сироткін А.М. – 1, 10
Склодовська-Кюрі М. – 1
Смирнов Є.Г. – 327
Соболев А.С. – 10
Соколов В.Є. – 283
Стовбчатий В.М. – 334
Стоклаза Ю. – 1
Тимофєєва-Ресовська О.О. – 271
Тимофєєв-Ресовський М.В. – 1, 5
Титар В.М. – 334
Усачов В.Л. – 295, 296, 297
Федін Ф.А. – 10

Францевич Л.І. – 295, 301, 302, 304
Фридерікссон Л. - 4
Цицугіна В.Г – 5
Чеботіна М.Я. – 5
Шевченко І.М. – 1
Юдінцева К.В. – 1, 4

ПРЕДМЕТНИЙ ПОКАЗЧИК

- Альфа-(α -)випромінювання – 2
- Америцій – 2
- Ампер на кілограм – 3
- Атомна бомба – 2
- Атомне ядро (див: Ядро атому)
- Баланс радіонуклідів в ландшафтах – 313
- Бар'єрна функція рослинності – 316
- Бекерель (одиниця) – 3
- Бер – 3
- Бета-(β -)випромінювання – 2
- Біогеоценологія радіаційна – 1
- Біофільтри – 270
- Біоіндикатори – 271
- Важкі іони – 2
- Вант-Гоффа правило – 290
- ВВЕР (водо-водяний енергетичний реактор?) 9
- Виведення радіонуклідів – 304
- Випадання радіонуклідів – 4
 - - стратосферні (глобальні) – 5
- Випромінювання галактичне – 2
 - гальмівне – 2
 - електромагнітне – 2
 - корпускулярне – 2
 - космічне – 2
 - вторинне – 2
 - первинне – 2
 - сонячне – 2
- Вищі водні рослини – 268, 270
- Відносна біологічна ефективність (ВБЕ) випромінювання – 3
- Вітрове підймання радіонуклідів з ґрунтом – 4, 9
- Внутрішня конверсія – 2
- Водень-3 (^3H) – 2, 3
- Водойма-охолоджувач ЧАЕС – 278
- Вплив тварин на компоненти екосистем – 293
- Вторинний перерозподіл радіонуклідів – 311
- Вуглець-14 (^{14}C) – 2, 3
- Гальмівне випромінювання – 2
- Гамма-(γ -)випромінювання – 2, 3
- Гігієнічні регламенти – 3
- Гідробіонти – 267
- Гідробіоценози – 267

Горизонтальна міграція радіонуклідів – 317
Гостре опромінення лісу – 321
Гранично допустимі рівні вмісту радіонуклідів у продуктах харчування – 3
Грей (одиниця) – 3
Дейтрон – 2
Детерміністичні ефекти опромінення – 3
- - - кісткового мозку – 3
- - - кришталика ока – 3
- - - яєчок – 3
- - - яєчників – 3
Дефляція – 9
Доза – 3
- внутрішнього опромінення, оцінка – 3
- - - очікувана еквівалентна – 3
- еквівалентна – 3
- експозиційна – 3
- ефективна – 3
- - індивідуальна – 3
- - середньорічна – 3
- зовнішнього опромінення, вимірювання – 3
- колективна ефективна (еквівалентна) – 3, 9
- максимальна опромінення водної біоти – 5
- поглинена – 3
- референтна – 3
Дози випромінювання, співвідношення – 3
Дози потужність (див. Потужність дози)
Дози опромінення в різних ярусах лісу – 322, 324
Дози різних екологічних груп тварин – 322, 324
Дозиметри – 3
- індивідуальні – 3
Дозиметрія – 3
Донні відкладення – 5, 267
- - радіонуклідне забруднення – 5
Допустимі рівні вмісту радіонуклідів у продуктах харчування (ДР) – 3
- вода – 3
- гриби – 3
- зерно, крупи – 3
- картопля – 3
- молоко – 3
- м'ясо – 3
- овочі – 3
- продукти дитячого харчування – 3
- риба – 3

- хліб – 3
- ягоди дикорослі – 3

Допустимі рівні надходження радіонуклідів до організму людини – 3

Екологія – 1

Екополіс – 9

Екосистеми водні – 267

Екосистеми суходільні – 286

Екранування кронами дерев – 325

Електромагнітне випромінювання – 2

Електрон – 2

Електрон-вольт – 2

Електронне захоплення – 2

Ефект трофічних рівнів – 6, 277

Ефекти хронічного опромінення тварин – 332, 334, 336, 337, 338

Ефективний період піввиведення – 306

Забруднення аеральне – 279

Забруднення кореневе – 279

Загибель риб, ікри, молюсків, зоопланктону – 5

Закон радіоактивного розпаду – 2

Зіверт (одиниця) – 3

Зміни статеві-вікової структури популяцій – 341, 342

Зміни мікроклімату в опромінених лісах – 332, 333

Зони радіоактивного забруднення – 3

Зони радіаційного пошкодження сосни – 319

Зоогенна міграція радіонуклідів – 297

Ізотоп

- радіоактивний – 2
- стабільний – 2

Іонізуюче випромінювання – 2

Інтенсивність виведення радіонуклідів – 275

Іхтіоценоз – 6, 276

Йод-131 (^{131}I) – 2, 3

Калієфіли – 4

Калій-40 (^{40}K) – 2, 3, 4

Кальцефіли – 4

Кальцій-48 (^{48}Ca) – 2

Камерні моделі – 8

Каталітичні отрути – 2

Категорії осіб, що зазнають опромінення – 3

Керма – 3

Класи опромінення людини – 3

Кліматичні особливості поширення забруднення – 312

Коефіцієнт виносу радіонуклідів – 8

- Коефіцієнт вітрового підймання – 9
- Коефіцієнт дезактивації – 9
- Коефіцієнт дискримінації (K_D) – 5
- Коефіцієнт дозовий середньозважений – 3
- Коефіцієнт затримування радіонуклідів (рослинністю) – 8, 319, 320
- Коефіцієнт екранування – 3, 9
- Коефіцієнт концентрування (K_K) – 6
- Коефіцієнт накопичення (K_H) радіонуклідів – 3, 4
- - - - амфібіями – 6
 - - - - бактеріями – 6
 - - - - безхребетними – 6
 - - - - водоростями – 5, 6, 8
 - - - - донними відкладеннями – 5, 8
 - - - - комахами – 6
 - - - - личинками риб – 5
 - - - - моллюсками – 6, 8
 - - - - плазунами – 6
 - - - - птахами – 6
 - - - - ракоподібними – 8
 - - - - рибами – 6, 8
 - - - - рослинами – 4
 - - - - - водними – 5, 6
 - - - - ссавцями – 6
 - - - - тваринами – 6
- - - залежність від:
- - - - зволоження ґрунту – 313, 315
 - - - - рН ґрунту – 313
 - - - - структури ландшафту – 314, 316
 - - - - типу ґрунту – 313, 315
- Коефіцієнт номінального ризику – 3
- Коефіцієнт переходу (K_P) радіонуклідів – 3, 4, 9
- - - - у моллюски – 6
 - - - - у птахів – 6
 - - - - у рослини – 9
- Коефіцієнт радіємності – 8
- Коефіцієнт режиму поведінки людини – 3
- Коефіцієнт стоку радіонуклідів – 8
- Коефіцієнт якості – 3
- Комахи – 281
- Концепція прийнятого ризику – 3
- Консументи 1, 2, 3 порядку – 298, 299
- Копрофаги – 299

Корпускулярне випромінювання – 2
 Кратність накопичення – 286
 Критична група – 3
 Критична маса – 2
 Критичний орган – 3
 Критичні групи тварин – 345
 Кулон на кілограм – 3
 Кюрі (одиниця) – 3
 Ландшафтні фактори забруднення – 312, 314
 Ланцюгова реакція – 2
 Легеневі ділянки – 280
 Ліміти доз опромінення людини – 3
 Лінійна безпорогова (ЛБП) модель дії радіації – 3
 Лінійна передача енергії – 2
 Лінійний коефіцієнт послаблення енергії – 2
 Лісові екосистеми – 287
 Лічильники випромінювання людини (ЛВЛ) – 3
 Людино-бер – 3
 Людино-зіверт – 3
 МАГАТЕ (Міжнародне агентство з атомної енергетики) –
 Макрозообентос – 268
 Макрофіти – 7, 270
 Методи біогеоценологічні – 267
 Метаболізм – 281
 Міграція радіонуклідів – 4
 - - в атмосфері – 4
 - - у водних екосистемах – 5
 - - - - вертикальна – 5
 - - - - горизонтальна – 5
 - - - грунті – 4
 - - - - вертикальна – 4
 - - - - горизонтальна - 4
 - - у лісових біоценозах – 4
 - - загальні шляхи – 4
 - - зоогенна горизонтальна – 6, 297
 Міграції тварин – 303, 304
 Мінімальна детектована активність (МДА) – 3
 Мисливсько-промислові птахи – 302
 МКРЗ (Міжнародна комісія з радіаційного захисту) – 3
 Молюски-фільтратори – 268, 273
 Надійність екосистеми – 8
 Нейтрон – 2
 НКДАР (Науковий комітет з дії атомної радіації) ООН – 3

НРБУ (Норми радіаційної безпеки України) – 3

Нуклід – 2

Опромінення – 2, 3

- багаторазове – 2

- внутрішнє – 3

- гостре – 3

- зовнішнє – 3

- - гідробіонтів – 5

- космічне – 3

- медичне – 3

- одноразове – 2

- природними радіонуклідами – 3

- пролонговане – 2

- фракціоноване – 2

- хронічне – 3, 5

Орнітокомплекси – 343, 344, 345

Основні біологічні ефекти забруднення – 312

Парадигма радіоекології – 1

Парадигма сільськогосподарської радіоекології – 1

Первинне випадання радіонуклідів – 311

Період напіввтрат радіонуклідів – 8, 321

Період напівочищення крон дерев – 321

Період піввиведення радіонукліду – 2, 6, 305

Період піврозпаду радіонукліду – 2

Питома поверхня – 6

Планктон – 6, 268

Планктофаги – 278

Плутоній – 2

Поверхневий стік радіонуклідів – 9

Поділу ядер реакції – 2

Позитрон – 2

Поліфаги – 288

Полоній – 2

Потужність дози експозиційної – 3

- - поглиненої – 3

Представницький індивід – 3

Префікси для утворення десяткових кратних одиниць – 3

Принципи радіаційної безпеки – 3

Природний радіаційний фон (ПРФ) – 2, 3

Природні радіаційні аномалії – 2

Променева хвороба – 2, 3

Протон – 2

Птахи-мігранти – 301

Рад – 3

Радій – 2

Радіаційна аварія – 1, 2

- - в Бразилії – 1
- - на Південному Уралі – 1, 2
- - на Чорнобильській АЕС – 1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 10
- - - - - масштаби – 1
- - у Великій Британії – 1, 2
- - у США – 1, 2
- - сільськогосподарська – 1

Радіоактивна речовина – 2

Радіоактивний елемент – 2

Радіоактивний ізотоп – 2

Радіоактивні випадання – 287

Радіоактивні відходи (РАВ) – 3

Радіоактивність – 3

- - одиниці – 3
- - питома – 2
- - поверхнева – 2
- - природна – 2
- - штучна – 2

Радіаційна стимуляція – 5

Радіаційний зважуючий фактор – 3

Радіобіологічні ефекти – 3

- - детерміновані – 3
- - стохастичні – 3

Радіобіологія – 1

Радіоємність – 8

- - агроєкосистеми – 8
- - водойми-охолоджувача АЕС – 8
- - екосистеми – 8
- - каскаду Дніпровських водосховищ – 8
- - лісової екосистеми – 8
- - лучної екосистеми – 8
- - морської екосистеми – 8
- - міста – 9
- - питома – 8
- - прісноводних екосистем – 8

Радіоекологія – 1

- - в Україні – 1
- - водна – 5
- - етапи розвитку – 1
- - історія – 1

- міст – 9
- морська – 1
- проблеми і завдання – 1
- сільськогосподарська – 1

Радіометрія – 2

Радіонуклід – 2

- -біотроп – 5
- важкий – 2
- вміст в ґрунтах – 2
 - - рослинах – 2
 - - тваринах – 2
- вторинний – 2
- гідротроп – 5
- -еквітроп – 5
- космогенний – 2, 5
- кратність накопичення – 6
- кругообіг – 6
- легкий – 2
- надходження в гідробіоти – 6
 - - екосистему населених пунктів – 9
 - - рослини – 2
 - - - кореневе – 4
 - - - позакореневе – 4
 - - - листове – 4
 - - - флоральне – 4
 - - до організму тварин і людини – 3, 6
 - - - інгаляційне – 3, 6
 - - - перкутантне – 6
 - - - пероральне – 3, 6
- накопичення сезонне – 6
- -педотроп – 5
- первинний – 2, 5
- позародинний – 2
- природний – 2
- продукт наведеної радіоактивації – 2
- реакції поділу ядер – 2
- розподіл в організмі тварин – 6
 - - - нирковий – 6
 - - - ретикуло-ендотеліальний – 6
 - - - рівномірний – 6
 - - - скелетний – 6
 - - - тіреотропний – 6
 - - у рослин вертикальний – 6

- техногенний – 5
- що утворює родину – 2
- штучний – 2

Радіостійкість угруповань – 331, 332
Радон-220 і -222 (^{220}Rn і ^{222}Rn) – 2, 3
РБМК (реактор ... многоканальный?, *рос.*) – 9
Реакція угруповань тварин на опромінення – 328
Регламенти заходів з радіаційного захисту – 3
Рентген (одиниця) – 3
Рентгенівська діагностика – 3
Рентгенівське випромінювання – 1, 2
Референтний рівень – 3
Риби, розподіл радіонуклідів по органах і тканинах – 273
Ризики опромінення – 3 (див. також Концепція прийнятого ризику)
Рівні регулювання системи радіаційного захисту – 3
Рідкоіонізуюче випромінювання – 2
«Розмірний ефект» – 6
Розподіл радіонуклідів в організмі – 284
Розподілені джерела опромінення – 318
Рубідій-87 (^{87}Rb) – 2
Сапробна частина трофічної мережі – 299
Сапротрофи – 300
„Саркофаг” – 3
Сестон – 6, 268
Скорочення тривалості життя риб – 5
Слабо проточні водойми – 270
Специфічні накопичувачі – 271
Ссавці – 279, 283
«Старіння» радіонуклідів – 4
Стерильність риб – 5
Стронцій-90 (^{90}Sr) – 2
Структура угруповань в опромінених екосистемах – 330, 334, 336
Східно-Уральський радіоактивний слід – 6
Твел – 2
Твердий стік радіонуклідів – 5
Типи трофічних ланцюгів – 294
Тепловиділяючий елемент (див. Твел)
Тимчасові допустимі рівні (ТДР) вмісту радіонуклідів у продуктах харчування) – 3
Тканинний зважуючий фактор – 3
Торій – 2
Точкові джерелі опромінення – 318
Трансуранові елементи (ТУЕ) – 2

Тритій (див. Водень-3)
Трофічний ланцюг – 4
- - детритний – 6
- - пасовищний – 6
Турбулентна дифузія – 5
Узлісний ефект – 8
Уран – 2
Усмоктування радіонуклідів – 280; 281
Фактор радіємності – 8
Фенологічні зміни в екосистемах – 329
Фітофаги – 288
Форменні елементи крові – 274
Хронічне опромінення лісу – 326
Цвітіння води – 270
Цезій-134 і 137 (^{134}Cs і ^{137}Cs) – 2
Чагарники, чагарнички – 287
Чорне море, радіонуклідне забруднення гідробіонтів – 5
Швидкість накопичення радіонуклідів – 298
Шлях надходження:
аліментарний – 279
інгаляційний – 279
перкутантний – 279
Щитоподібна залоза – 3
Щільність іонізації – 2
Щільність популяцій в радіаційних екосистемах – 339, 340, 341
Щільноіонізуюче випромінювання – 2
Ядерний паливний цикл (ЯПЦ) – 1, 2, 3
Ядерний реактор – 2
Ядерні перетворення – 2
Ядра поділу – 2
Ядро атому (маса) – 2

СПИСОК РЕКОМЕНДОВАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Автореабілітаційні процеси в екосистемах Чорнобильської зони відчуження / За ред. Ю.О. Іванова і В.В. Доліна. – К.: МНС України, 2001. – 252 с.
2. Алексахин Р.М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 132 с.
3. Алексахин Р.М. Ядерная энергия и биосфера. – М.: Энергоиздат, 1982. – 215 с.
4. Анненков Б.Н. Радиационные катастрофы: последствия и контрмеры в сельском хозяйстве. – М.: Санэпидмедиа, 2008. – 372 с.
5. Анненков Б.Н., Юдинцева Е.В. Основы сельскохозяйственной радиологии. М.: Агропромиздат, 1991. – 288 с.
6. Батлук В.А. Радіаційна екологія. – К.: Знання, 2009. – 309 с.
7. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період (Рекомендації) / За ред. Б.С. Прістера. – К.: Атіка-Н, 2007. – 196 с.
8. Воробьева В.В. Введение в радиоэкологию. – М.: Логос, 2009. – 360 с.
9. Гродзинский Д.М. Естественная радиоактивность растений и почв. – К.: Наук. думка, 1965. – 250 с.
10. Гродзинський Д.М. Радіобіологія. – К.: Либідь. 2000. – 448 с.
11. Гудков И.Н. Основы общей и сельскохозяйственной радиобиологии – К.: УСХА, 1991. – 328 с.
12. Гудков І.М., Віннічук М.М. Сільськогосподарська радіобіологія. – Житомир: Вид-во ДАУ, 2003. – 472 с.

13. Гудков І.М., Ткаченко Г.М. Основи сільськогосподарської радіобіології і радіоекології. – К.: Вища школа, 1993. – 262 с.
14. Двадцять років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України / За ред. В.І. Балогі. – К.: Атіка, 2006. – 224 с.
15. Кіцно В.О., Поліщук С.В., Гудков І.М. Основи радіобіології та радіоекології. – К.: Хай-Тек Прес, 2008 (2009, 2010). – 316 с.
16. Коваленко Г.Д. Радиоекология Украины. – Харьков: Инжек, 2008. – 261 с.
17. Козубов Г.М., Таскаев А.И. Радиобиологические исследования хвойных в районек Чернобыльской катастрофы. – М.: Дизайн. Информация. Картография., 2002. – 272 с.
18. Корнеев Н.А., Сироткин А.Н. Основы радиоекологии сельскохозяйственных животных. – М.: Энергоатомиздат, 1987. – 208 с.
19. Кравець О.П. Радіологічні наслідки радіонуклідного забруднення агроценозів. – К.: Логос, 2008. – 240 с.
20. Криволуцкий Д.А. Радиоекология сообществ наземных животных. – М.: Энергоатомиздат, 1983. – 87 с.
21. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова. – М.: ИздАТ, 2001. – 752 с.
22. Кузин А.М. Природный радиоактивный фон и его значение для биосферы Земли. – М.: Наука, 1991. – 116 с.
23. Куликов Н.В., Молчанова И.В. Континентальная радиоекология. – М.: Наука, 1975. – 184 с.
24. Кутлахмедов Ю.О., Корогодін В.І., Кольтовер В.К. Основи радіоекології. – К.: Вища школа, 2003. – 320 с.

25. Лурье А.А. Сельскохозяйственная радиология и радиэкология. – М.: МСХА им. К.А. Тимирязева, 2007. – 227 с.
26. Москалев Ю.И. Радиобиология инкорпорированных радионуклидов. – М.: Энергоатомиздат, 1989. – 264 с.
27. Основи лісової радіоекології / За ред. М.М. Калетника. – К.: Держкомгосп України, 1999. – 252 с.
28. Основы сельскохозяйственной радиологии / Б.С. Пристер, Н.А. Лоцилов, О.Ф. Немец, В.А. Поярков. – К.: Урожай, 1991. – 472 с.
29. Перепелятников Г.П. Основы общей радиэкологии. – К.: Атика, 2008. – 460 с.
30. Перцов Л.А. Природная радиоактивность биосферы. – М.: Атомиздат, 1964. – 315 с.
31. Пивоваров Ю.П., Михалев В.П. Радиационная экология. – М.: Академа, 2004. – 240 с.
32. Поликарпов Г.Г. Радиэкология морских организмов. – М.: Атомиздат, 1964. – 296 с.
33. Практикум з радіобіології та радіоекології / В.А. Гайченко, І.М. Гудков, В.О. Кашпаров, В.О. Кічно, М.М. Лазарев. – К.: Кондор, 2010. – 286 с.
34. Прикладная радиэкология леса / В.П. Краснов, А.А. Орлов, В.А. Бузун, В.П. Ландин, З.М. Шелест. – Житомир: "Полисся", 2007. – 679 с.
35. Про стан подолання наслідків Чорнобильської катастрофи в Україні за 2006-2007 роки / За ред. В.І. Холоші. – К.: Атика, 2008. – 112 с.
36. Радіобіологічні ефекти хронічного опромінення рослин у зоні впливу Чорнобильської катастрофи / За ред.. Д.М. Гродзинського. – К.: Наук. думка, 2008. – 374 с.

37. Радиоэкология орошаемого земледелия / Р.М. Алексахин., О.И. Буфатин, В.Г. Маликов и др. – М.: Энергоатомиздат, 1985. – 224 с.
38. Сапожников Ю.А., Алиев Р.А., Калмыков С.Н. Радиоактивность окружающей среды. – М.: БИНОМ, 2006. – 286 с.
39. Сахаров В.К. Радиоэкология. – С.-Пб.–М.–Краснодар: Лань, 2006. – 320 с.
40. Сельскохозяйственная радиэкологии / Р.М. Алексахин, А.В. Васильев, В.Г. Дикарев и др. – М.: Экология, 1991. – 398 с.
41. Сироткин А.Н., Ильязов Р.Г. Радиоэкология сельскохозяйственных животных. – Казань: ФЭН, 2000. – 382 с.
42. Смирнов С.Н. Радиационная экология. – М.: Изд-во МНЭПУ, 2000. – 134 с.
43. Современные проблемы радиобиологии: в 7 т. – Т. 2. Радиоэкология / Под ред. А.М. Кузина. – М.: Атомиздат, 1971. – 422 с.
44. Фокин А.Д., Лурье А.А., Торшин С.П. Сельскохозяйственная радиология. – М.: Дрофа, 2005. – 368 с.
45. Францевич Л.И., Гайченко В.А., Крыжановский В.И. Животные в радиоактивной зоне. – К.: Наук. Думка, 1991. – 128 с.
46. Чернобыль. Зона відчуження / За ред. В.Г. Бар'яхтара. – К.: Наук. думка, 2001. – 548 с.
47. Чернобыльська катастрофа / За ред. В.Г. Бар'яхтара. – К.: Наук. думка, 1996. – 576 с.
48. Шевченко И.Н., Проданчук Н.Г., Даниленко А.И. Природная радиоактивность растений, животных и человека. – К.: Наук. думка, 2007. – 238 с.

49. Gudkov I.V., Vinichuk V.V. Radiobiology & Radioecology. – K.: NAUU, 2006. – 295 p.

50. Radioecology: Radioactivity & Ecosystems / Eds. E. Van der Stricht and R. Kirchmann. – Belgium: Printed by Fortempts, 2001. – 602 p.